

平成 29 年度 環境経済の政策研究

生態系サービスの定量的評価及び生態勘定フレームワーク構築に
向けた研究

研究報告書

平成 30 年 3 月

神戸大学
京都大学
九州大学
長崎大学
農林水産政策研究所

目次

サマリー	4
英訳 Summary	5
I 研究計画・成果の概要等	7
1. 研究の背景と目的	8
2. 3年間の研究計画及び実施方法	8
3. 3年間の研究実施体制	10
4. 本研究で目指す成果	11
5. 研究成果による環境政策への貢献	11
II 平成29年度の研究計画及び研究状況と成果	12
1. 平成29年度の研究計画	13
2-(1) 平成29年度の進捗状況および成果(概要)	17
2-(2) 3年間の研究を通じて得られた成果(概要)	22
3. 対外発表等の実施状況	28
4. 平成29年度の進捗状況と成果(詳細)	35
第1章 SEEA-EEA を中心とした生態系勘定の世界的動向と日本における生態系勘定フレームワークの構築	36
1.1 平成29年度の成果	36
1.1.1 生態系勘定表の検討	36
1.1.2 生態系資産勘定の修正	37
1.1.3 交換価値と余剰価値による評価	41
1.1.4 生態系資産勘定の政策利用	43
1.1.5 生態系勘定の今後の課題と適用可能性の拡大	46
1.1.6 まとめ	46
1.2 3年間の研究を通じて得られた成果	47
1.2.1 実験的生態系勘定(SEEA-EEA)について	47
1.2.2 諸外国における生態系サービス勘定の作成動向	57
1.2.3 日本における生態系サービス評価の位置付けと課題	73
1.2.4 生態系勘定の政策利用の可能性	75
第2章 森林資源量データに基づく交換価値の推定	77
2.1 平成29年度の成果	77
2.1.1 背景と目的	77

2.1.2	分析手法	77
2.1.3	データ	80
2.1.4	分析結果	84
2.1.5	まとめ	86
2.2	3年間の研究を通じて得られた結果	86
2.2.1	森林資源データについて	86
2.2.2	湿地資源データについて	99
2.2.3	沿岸資源データについて	106
第3章	生態系サービス資源の価値評価	114
3.1	平成29年度の成果	114
3.1.1	諸外国における湿地資源経済評価のレビュー	114
3.1.2	メタ分析	117
3.1.3	日本における湿地の多属性評価	120
3.1.4	森林の地域別推定（平成28年度報告書への補論）	125
3.1.5	まとめ	126
3.2	3年間の研究を通じて得られた成果	126
3.2.1	環境の経済的価値	126
3.2.2	環境の経済評価の手法	128
3.2.3	生態系サービス勘定に応用可能な環境の経済評価手法	130
3.2.4	評価値の妥当性	132
3.2.5	環境の経済評価事例	133
3.2.6	生態系勘定への応用可能性を考慮したサーベイ調査	136
3.2.7	森林資源生態系サービスの属性別評価	139
3.2.8	生態系サービス源としての湿地原単位評価	143
第4章	湿地価値のメタ分析と生態系サービスの勘定表への導入	146
4.1	平成29年度の成果	146
4.1.1	勘定表への数値の計上	146
4.1.2	交換価値評価と余剰価値評価の乖離	151
4.1.3	まとめ	152
4.2	3年間の研究を通じて得られた成果	152
4.2.1	森林資源原単位価値のメタ分析	152
4.2.2	湿地資源原単位価値のメタ分析	160
第5章	結論と環境政策への貢献	168
5.1	まとめ	168
5.2	環境政策への貢献	171
5.3	今後の課題	172

III 添付資料 174

サマリー

本研究は、日本版生態系勘定を構築するために、勘定フレームワークの構築とそれに含まれるべき内容と情報・データの推定を行う。そのために4つのサブテーマを用意し、論述のしやすさから、勘定フレームワークの構築を行うサブテーマ(2)、量的データの収集・推定を行うサブテーマ(4)、価値的データの収集・推定を行うサブテーマ(3)、メタ関数の推定および生態系勘定フレームワークの導入を行うサブテーマ(1)の順に本報告書は構成されている。

本報告書では、第一に、世界的に先行して検討が進んでいる環境経済統合勘定－実験的生態系勘定 (SEEA-EEA) を精査し、その指針を各国が共同で検討するロンドングループ会合での議論を踏まえて、日本版生態系勘定のフレームワークについて研究した。また、SEEA-EEA にもとづいて生態系勘定の構築を進めているイギリス、スウェーデン、オランダにおける進捗を調査し、日本の生態系勘定へのフィード・バックを行った。

本報告書では国際的な動きに鑑み SEEA-EEA に可能な限り準拠するフレームワークに修正した。また、資産勘定の特徴である交換価値、余剰価値双方による評価の導入とそれに付随する課題を議論し、生態系勘定のフレームワークに反映した。交換価値による評価は、SEEA や国民経済計算体系 (SNA) と整合的であり、実際に取引が行われた金額をベースにした評価であるため、客観性が高く需要側と供給側で一致した値となり、会計原則に則した評価が可能となるが、調整サービスや文化サービスの供給といった生態系の公共財的な性質を有するサービスの供給機能は評価できない。それに対して余剰価値による評価は、市場取引がなされない幅広い生態系の価値を評価できる一方、市場取引額をベースとしている SNA などの経済計算体系や会計上の考え方とは相容れない。本研究では、勘定表の幅広い適用可能性を確保するため、交換価値による評価と余剰価値による評価の双方を1つの勘定表の中に併記する形とした。さらに、本報告書で提示したフレームワークでは、生態系資源 (森林と湿地) で勘定表を分け、森林資産勘定と湿地資産勘定の2つを独立させた。これにより勘定表内の期首と期末が統一されることになり、その期間内の変化分をより正確に把握できるようにし、さらにこれを全国および都道府県別の勘定表としてまとめた。

次に、量的データの推定について、生態系勘定で必要とする森林、湿地、漁業資源についての量的データを収集した。まず、森林資源について、森林面積 (ha)、森林蓄積 (m^3) について、樹種別 (針葉樹 or 広葉樹)、成立過程別 (人工林 or 天然林) に分類を行い、データ収集を行った。加えて、本研究では都道府県別の生態系勘定表を提示することを目指しているため、森林の量的データについても都道府県別でのデータ収集を実施した。また、森林資源の状態を表すデータも可能な限り収集し、本章では森林の育成期間 (年) 及び密度 (m^3/ha) データの経年変化についてもデータ収集を行い、必要に応じて数値の推計を行った。得られたデータをもとに要因分解を用いて各地域別に生態系サービスの減少要因を分析した。

湿地資源についても同様に量的データの収集を行った。湿地資源として、ラムサール条約の定義に基づき、日本の河川湖沼について 1987 年以降の変化について土地利用面積からデータ化した。また、水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックデータの収集及び推計を実施した。特に 2003 年度、2008 年度、2013 度の 3 時点における都道府県別の自然資本ストックについて収集することで都道府県別の傾向が明らかになるとともに、自然資本ストックの経年変化から、漁業組織の取り組みとの関係性を考察することができた。

こうした自然資本の量的把握をもとに、要因分解などの分析手法を応用することで、それぞれの地域の資源の価値をより高めるための政策分析を行った。また、生産関数についての分析を通じて経済的価値（交換価値）の推定を行った。これによって、これまでの資源レント法による画一的な交換価値推定を補完した。

価値データの推定については、まず環境の経済評価論の観点から精査した。生態系サービスの価値づけにおける効用理論的枠組を整理したうえで、理論的背景をもつ経済価値評価手法について概観し、生態系勘定においては、商業的な利用価値だけでなく非利用価値を含める必要があることを論じた。そして非利用価値の推定可能な表明選好法のうち支払カード型 CVM を実施し、森林の原単位価値評価を行った。湿地についても森林と同様に非市場財的性質をもつことを踏まえて、森林の場合と同じく評価プロセスを検証し、社会調査の実施を通じて湿地の原単位評価を行った。

こうした原単位評価に加えて、生態系勘定のフレームワークの要請から、それぞれの生態系資源に関する生態系サービスごと（属性ごと）の評価を行った。ここでは、CVM が表明選好法であり余剰価値（WTP）の評価を行うものであることに鑑み、同様のランダム効用モデルを基礎にもつコンジョイント分析を応用することで属性別のウェイトを推定した。こうした分析から、市場ベースの評価では測定されない非利用価値などの重要性が再確認された。原単位価値および生態系サービス別の価値推定では、第 2 章における量データと同様に各地域でどのように分布しているかに焦点を当てている。価値データも地域ごとに推定することにより、都道府県別の生態系勘定表への導入が可能となった。

以上の議論をまとめる形で、量的データおよび価値データを生態系勘定のフレームワークに導入した。その際に、価値データを規定する要因についてメタ分析を行い、新しい年度のデータが入手可能になれば価値評価も更新できるようにすることで、勘定に自立性をもたせた。最後に、こうして完成された生態系勘定およびその作成プロセスにおける量的・価値的データの推定から得られる政策的含意について論じた。

英訳 Summary

This report has two objectives: (1) to construct an ecosystem accounting framework, and (2) to provide both quantitative and value data for it. To achieve these objectives, we set up four sub-themes: development of a framework for ecosystem accounting in Japan; quantity data collection; value data collection, and meta-analyses and integration.

As a subtheme on the construction of this framework, we review the discussion on SEEA experimental ecosystem accounting (SEEA-EEA) in a meeting of The London Group and the progress in developing ecosystem accounting in the United Kingdom, Sweden, and the Netherlands. Then, we relate it to the ecosystem accounting framework in the Japanese case.

In this report, we provide a framework that is consistent with SEEA-EEA to the maximum extent possible. However, we include both exchange and surplus value for the ecosystem service valuations. Using exchange value is more consistent with SEEA-EEA but it does not reflect the non-market value, in spite of being a critical characteristic of ecosystem services in general. On the other hand, surplus value reflects the non-use value, but it is not consistent with SNA. The

choice between exchange value and surplus value depends on their intended application. The ecosystem accounting framework of this report is flexible and widely used in policy making. In addition, this report separately provides the accounting tables according to each ecosystem resource. By doing so, the start and end of the year are identified, and the change in each period is accurately recorded.

As a subtheme for quantitative data collection, first, we collect data on the size of forests and wetlands and the quantity of fisheries resources. For forest data, we built the quantitative forest resource database to estimate the extent of ecosystem services in Japan. Data variables include forest area (ha), forest stock (m³), forest density (m³/ha), and the growing period of the forest (year) for both the national and provincial levels. Additionally, the tree species and process of planting are important factors in estimating the ecosystem services because expected benefits from forest resources are diverse among them. These data variables are available by prefecture for the years 2000, 2006, and 2011. Therefore, a comparative study considering the regional characteristics and changes in forest resource situation can be conducted. Data on wetland size is also collected by using GIS. Based on the definition by the Ramsar Convention, we identified data on the sizes of rivers, lakes, and reservoirs since 1987. We also built a quantitative marine resource database focusing on the supply of fisheries services to estimate the extent of such ecosystem services in Japan. Such data are available for 2003, 2008, and 2013. Thus, we are able to conduct a comparative study that considers regional characteristics and changes in the marine resource situation. Based on the quantitative data, we look for an efficient environmental policy by using the decomposition analysis framework. We also estimate the exchange value by focusing on the production function in each province.

The value data is scrutinized from the viewpoint of an environmental economics theory that considers the economic valuation method of ecosystem services. In particular, we show that not only traded value but also non-use value is important to construct ecosystem accounting and that the non-use value should be included in Japan's ecosystem accounting. To reflect the non-use value, we conducted Contingent Valuation to estimate the unit value of forests and wetlands. In addition, to generate the value of each ecosystem service of forests and wetlands, we conducted a choice experiment that shares the theoretical foundation of the random utility model with CVM. The results show the importance of the non-use value of forests and wetlands in developing ecosystem accounting in Japan. These analyses are conducted for each province, and we introduce the results into provincial level tables.

To integrate the subthemes, we summarize the qualitative and value data into the framework. In doing so, we conducted meta-analyses for value data and made it updatable to accommodate new data. Based on the developed ecosystem accounting of Japan and the process of development, we discussed the implications for environmental policies.

I 研究計画・成果の概要等

1. 研究の背景と目的

ミレニアム生態系評価や生態系と生物多様性の経済学（TEEB）報告書に見られるように、生態系サービス評価の重要性は共通認識となっており、我が国においても愛知目標に向けた政策立案が進んでいる。一方で、持続可能な発展の達成にむけても様々な研究や政策論が展開されており、そこでは政策立案・評価に関わる持続可能性指標の開発において生態系サービスを位置づけることが急務とされている。こうした背景を踏まえて、生態系サービスの評価手法の発展および実践と、持続性指標の精緻化を結びつけるための生態系勘定フレームワークの開発を行うことが求められている。そのためには、実験的生態系勘定（SEEA-EEA）などの世界的なフレームワーク構築の動きを踏まえながら、国内における愛知目標に向けた政策立案および国家勘定・報告制度の確立が求められている。

本研究は、生態系サービスの経済評価に基づく自然資本ストックの評価と勘定体系の構築ならびに持続可能性指標等のマクロ指標への応用を目的とする。生態系サービス評価は、これまでのところ事例ベースでの研究が進んでいる一方で、そうした事例の勘定体系への集約に向けた研究が不十分である。そこで本研究では、事例ベースで蓄積している生態系サービス評価を集約し、拡充しつつある環境経済統合勘定（SEEA）などへ反映していくことを通じて、我が国の森林賦存量や水産資源データといった自然生態系ストックデータ、ならびに経済評価研究に基づいた包括的な生態系サービス評価を検討する。これにより、生態系ストック量の把握と生態系サービスフローの把握およびそれらの保全施策の立案に活用されると同時に、生態系保全に関わる各経済主体の意思決定においても利用される情報として勘定体系が参照されることが期待され、我が国の生態系保全政策に大きく貢献することが期待される。

2. 3年間の研究計画及び実施方法

研究全体の構成は以下のフローチャートに集約される。

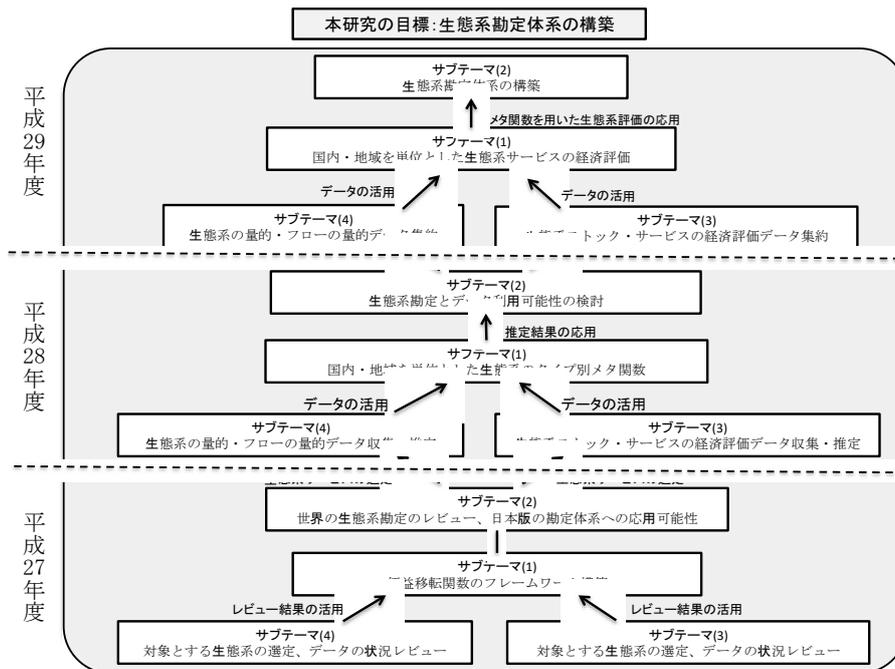


図 2.3 研究の構成

(1) 便益移転関数の推定による生態系サービス評価に関する研究

[研究体制：神戸大学]

自然資本の指標化における経済学的課題は、量的把握だけでなくその価値評価を含めた可視化である。特に生態系ストックや生態系サービスは多面的機能と多様な価値をもつため、その経済学的評価は大きな課題となっている。今日では様々な環境評価手法を生態系評価に適用する試みが進んでおり、事例に基づく評価結果も蓄積しつつある。本サブテーマでは、(3)の研究成果に連動しながら最新の環境評価手法とその妥当性を精査し、日本における生態系サービス評価の事例研究を収集し、必要に応じて(4)の研究成果から得られる生態系サービス評価データを集約することで、既存データのメタ分析を可能とし、未評価の対象値を推測的に評価する手法である便益移転を用いて生態系サービス評価を行う。この手法の概略は、既存の事例ベースの評価結果を被説明変数とし、その評価値を規定する要因を説明変数として回帰分析を行うことによって、各要因の評価値への寄与を推定し、まだ評価されていない生態系サービスの価値を推測するというものである。こうした推測が可能になれば、日本における生態系サービスを統一的な方法によって評価することができるため、その結果を(2)の研究成果から得られる勘定体系のフレームワークに当てはめることが検討できるようになるのと同時に、持続可能性指標その他自然資本の評価を必要とする諸指標への応用可能性も考えられるようになる。本サブテーマは、環境経済評価と指標に研究業績のある神戸大学の佐藤（研究代表者）が担当する。

本サブテーマは、平成 27 年度に利用可能な生態系データの概況を踏まえた上で便益移転関数のフレームワーク構築、具体的には既存の事例研究に対するメタ関数の回帰モデルを構築し、主要な生態系として森林資源から推定を行う。平成 28 年度において、サブテーマ(3)および(4)のデータ提供を受けてその他の生態系について推定を行う。平成 29 年度にサブテーマ(2)で提案された生態系勘定に当てはめる数値を提供する。

(2) 環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究

[研究体制：農林水産政策研究所・神戸大学]

国連統計局では生態系サービスの評価のための SEEA である SEEA-EEA を公表しており、オランダなど欧州諸国を中心に SEEA-EEA による生態系サービスのマクロ評価が行われている。このように SEEA を用いた環境情報の整理及び評価は世界的な潮流となっており、我が国においても愛知目標の達成に向けた取組の成果を世界標準ツールである SEEA によりマクロ評価することが求められる。そこで本課題では、国連における SEEA 開発動向を把握し、特にそのうち SEEA-EEA の内容について、その評価項目・評価方法及び必要データを精査する。また、生態系勘定の開発に係る様々な課題として、対象とする生態系資産・生態系サービスの選定や空間的統計単位の設定、生態系サービスの供給者と受益者の特定などについても十分な検討を行う。その上で、日本における SEEA-EEA の構築に向け、我が国のデータ利用可能性を考慮しつつ生態系評価のためのフレームワークを構築する。さらに、サブテーマ(1)、(4)の成果をもとに、フレームワークに具体的データを計上し、日本版 SEEA-EEA として数値を入れていく。本サブテーマは、SEEA および SEEA-EEA に関する多くの研究成果をもつ農林水産政策研究所の林と地球環境戦略研究機関の蒲谷が適任であり、分担する。

本サブテーマは、平成 27 年度に各国の生態系勘定のレビューを行い、我が国の生態系の特徴を踏まえて応用可能性を検討する。平成 28 年度に、データの入手可能性を踏まえた日本版の生態系勘定が持つ特徴を定め、サブテーマ(1)の成果を受けて森林資源、水産資源、陸水生態系など可能なものから数値化していく。平成 29 年度に、日本版生態系勘定体系として、各サブテーマの成果を反映した指標の推計作業を行う。

(3)環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究

[京都大学]

生態系の経済価値評価は、これまでの研究蓄積によって妥当な調査手順が明確になってきている表明選好法や顕示選好法などの環境経済評価手法を適切に応用することで可能になる。実際に世界的には急速に研究が発展している分野であり、手法の洗練とともに評価結果の信頼性や妥当性も高まってきており、政策利用も可能なレベルになっている。現時点において、日本の生態系勘定に採用されるべき生態系サービス評価への適用も十分に可能であるレベルに到達していると考えられ、本サブテーマは最新の経済評価手法を踏まえた生態系サービス評価を行う。生態系の多面的な価値は土地固有であるものも含まれ、また評価主体が置かれる社会経済的条件にも依存することを考慮し、日本版生態系勘定で評価すべき生態系サービスの特定、その価値推定に最適な評価手法の選定、および実際の評価研究、ならびに利用可能なこれまでの評価結果の収集と選定を行い、サブテーマ(1)に提供する。生態系サービスの経済評価の高度な研究蓄積を有する京都大学の栗山が適任であり、分担する。

本サブテーマは、平成 27 年度に日本版生態系勘定に取り入れるべき生態系の特徴の研究と評価可能性を検討し、現時点における評価研究を総覧してサブテーマ(1)に提供する。平成 28 年度に、サブテーマ(4)に対応する生態系についての経済評価研究を行う。平成 29 年度にサブテーマ (2) で構築される生態系勘定フレームワークに必要な評価結果を集約するとともに、その後の指標更新のための手順を確立する。

(4)データ欠損補完手法と生産性分析による生態系データ収集に関する研究

[九州大学・長崎大学]

自然資本ストックの統計的データを整備するために、多様な統計書及び日本政府のオープンデータより生態系資産・生態系サービスの量的データを取得する。加えて、入手が難しいデータについては、Multiple Imputation Method と呼ばれる統計的欠損補完手法を適用することで、包括的で利用しやすいデータベースの構築を行う。データ整備及び欠損値の推計は九州大学の馬奈木が多くの実績を有しており、適任と言える。

これらデータベース構築後に、生産関数アプローチを活用し自然資本ストックのシャドウプライスを推計する。この際に、自然資本ストックは我が国の生産活動における投入要素の一つであると想定することによって、労働や生産設備資本と同様に生産関数に組み込むことが可能となる。その上で、自然資本ストックを考慮した生産関数を推定することで、自然資本ストックの価値を推計することが可能となる。このアプローチからのシャドウプライスの推計については、長崎大学の藤井が多くの研究成果を有していることから、適任であると考え分担する。

本サブテーマは、平成 27 年度に日本版生態系勘定体系を構築するにあたって測定すべき生態系のタイプを選定し、現時点におけるデータ入手可能性の状況を把握すると同時に、データ収集と推定を行いサブテーマ(1)に提供する。平成 28 年度に、その他の生態系データの収集・推定を行い、サブテーマ(1)で推定できる生態系タイプを増やす。平成 29 年度に、サブテーマ(2)で構築される生態系勘定フレームワークに必要な生態系データを集約し、研究期間終了後もデータ更新可能な体制を整備する。

3. 3年間の研究実施体制

[研究代表者]

佐藤真行 神戸大学大学院 人間発達環境学研究科 准教授

[研究参画者]

栗山浩一 京都大学大学院 農学研究科 教授

馬奈木俊介 九州大学大学院 工学研究院 教授
池田真也 九州大学大学院 工学研究院 研究員
藤井秀道 長崎大学大学院 水産・環境科学総合研究科 准教授
林 岳 農林水産政策研究所 主任研究官

4. 本研究で目指す成果

本研究によって、森林資源や水産資源など我が国において重要と考えられる生態系ストックの量とその分布、およびその価値評価が行われる。個別に実施されてきた様々な種類の生態系サービスの経済評価を集約しメタ分析を行うことによって、生態系サービスの経済的評価値の類型化・特徴付けを分析することができる。これは、我が国においてどのような性質の生態系がどのような価値評価に至るのかを明らかにするものである。このことは、いまだ評価されていない生態系の価値を推測する際に有用であり、これによって持続可能性指標等の計測でも必要となる生態系ストックの社会的価値の推定へと応用することが可能となる。生態系ストックの社会的価値は、生態系勘定に必要な情報を直接的に提供するだけでなく、他の資本とのトレードオフを論じることができるため政策の総合的な評価も可能とする。

5. 研究成果による環境政策への貢献

愛知目標の達成に向けて、現在の政策評価および今後の課題についての議論に貢献する。特に、本研究で検討された生態系勘定は、愛知目標に掲げられている生態系サービスの国家勘定へ組み込むという政策ニーズに応えるための基礎資料を提供するものである。また、国連大学を始めとする諸機関から持続可能性指標としての新国富報告書が2016年に公刊される予定であるが(2017年に公刊された)、統計データの量・質ともに充実している我が国において詳細な生態系資本の評価を行いとマクロ指標への応用の枠組みへ連携させることは、世界的に進む指標づくりにも寄与するものであると同時に、この勘定体系と指標を利用することで、生態系保全と持続可能性の統合的な政策的議論を世界に先駆けて行うことができる。具体的には我が国において重要と考えられる自然資本、例えば農林水産資源などの生態系に関する資源ストックの管理について、社会的価値の観点からの政策評価材料を提供する。

Ⅱ 平成29年度の研究計画及び研究状況と成果

1. 平成29年度の研究計画

平成27年度、28年度に引き続き、生態系勘定体系の構築に向けて、我が国における生態系サービスの価値的データの収集（サブテーマ3）とそれを用いたメタ分析による価値情報の収集・推定（サブテーマ1）、量的データの収集・推定（サブテーマ4）、これらを集約する生態系勘定枠組み構築（サブテーマ2）と勘定体系の提示という構成で研究を行う。本年度の各サブテーマの担当者は表1のとおりである。それぞれが生態系勘定の構築に向けて有機的に連関しており、図1のフローチャートのようにまとめられる。また、本研究は第6課題の「我が国における自然環境施策の社会経済への影響評価分析に関する研究」や、第11課題の「第五次環境基本計画の策定に向けた各種指標の開発、指標の評価方法等の開発、諸施策・総合的環境指標の在り方の検討」にも密接に関わっており、連携体制も取られている。

表1 各サブテーマの担当者

佐藤真行	神戸大学(研究代表者)	サブテーマ1
林岳	農林水産政策研究所	サブテーマ2
栗山浩一	京都大学	サブテーマ3
馬奈木俊介	九州大学	サブテーマ4
池田真也	九州大学	サブテーマ4
藤井秀道	長崎大学	サブテーマ4

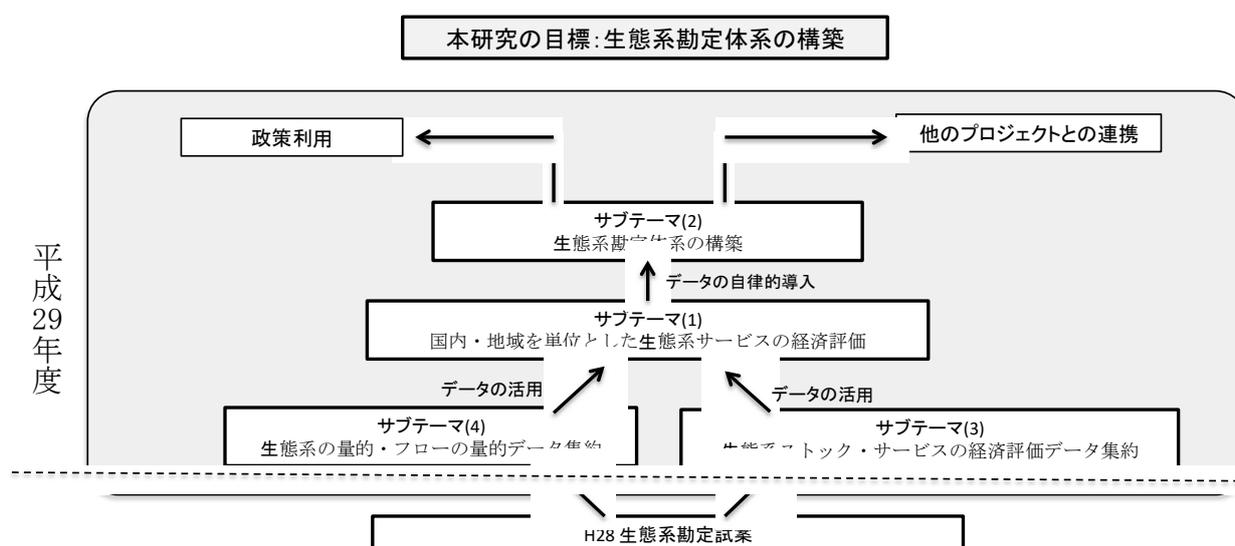


図1 研究サブテーマと相互関係

サブテーマ(1) 便益移転関数の推定およびメタ分析による生態系サービス評価に関する研究

[実施研究機関：神戸大学]

本サブテーマは神戸大学の佐藤が担当し、平成 27 年度に対象とした森林、平成 28 年度に対象とした湿地の生態系サービス評価を踏まえて、生態系勘定のなかで利用するための価値情報について、メタ分析によって生態系サービス資源のシャドウプライス (WTP) についての情報を可能な限り自律的に提供できるようにする。

また、本サブテーマは、生態系勘定フレームワークに量的・価値的データを導入する際の統合化の役割を担うものである。本年度までに、日本の生態系サービス源として重要性の高い森林と湿地・沿岸資源の分析がなされてきたが、最終年度の本年度では、その他の導入すべき生態系サービス源の検証をし、可能な限りそうした生態系サービス源についても継続的に価値情報を提供できるような態勢を整える。また、これまでのメタ関数を更新し、これまでの生態系の質的特徴や地域固有性を考慮してこなかった評価を改善し、より精度の高い生態系サービスの評価を行う。国内全体の勘定だけでなく、主要な地域ごとの評価を行うことで、地域性を反映した生態系サービス評価のフレームワークを構築する。

こうしたことを通じて、生態系勘定フレームワークに量的・価値的データを統合的に導入する際に、持続可能な発展目標(SDGs)の達成など、我が国も主体的に取り組むべき総合的環境政策に対しても、生態系勘定の位置付けを明確にし、政策目標の立案および達成のための環境管理政策を議論する。

サブテーマ(2) 環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究

[実施研究機関：神戸大学・農林水産政策研究所]

本サブテーマは農林水産政策研究所の林が担当し、生態系勘定表に具体的な数値を計上する作業を行う。数値の計上に際して、データの利用可能性を検討しなければならない点や、例えば生態系サービスの供給者と需要者ごとの生態系サービスの取引、移転の情報など、より詳細な生態系情報を記載できるような勘定体系への更新などを行う。同時に、多くの統計情報へのつながりを明確にし、本研究終了後も情報の更新を行いやすくする。

また、本研究で利用している統計情報について、その精度を検証する。地理情報システム (GIS) を用いた土地利用図や土地被覆図から生態系の資源量やサービス量を推計する方法に対して、本研究では可能な限り既存データを利用する方法を取っているが、その方法から得られるデータの精度や妥当性、そして必要があれば改善の方法について検討する。

こうしたことを通じて、作成した生態系勘定体系について、既存の各国の勘定体系を比較し、その共通性や相違点の分析を行ったうえで、本研究が作成した体系の有用性や利用法について発信する。

サブテーマ(3) 環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究

[実施研究機関：神戸大学・京都大学]

本サブテーマは京都大学の栗山が担当し、平成 27 年度、28 年度を通じて評価してきた日本における主要な生態系サービス源に対する経済評価を発展させ、生態系サービスごとの評価、地域ごとの評価を実施する。これにより、本研究で構築している生態系勘定表の枠組みにより整合的な情報を提供する。

また、森林については昨年度までに生態系サービスごとの評価を実施したが、湿地についても同様に生態系サービスごとの評価を今年度実施する。また、森林・湿地のいずれについても地域の状況をより反映した評価を可能にするために、その都道府県別の詳細な分析を行い、生態系勘定のフレームワークに導入していく。そして、これまでに評価対象とした森林、湿地、沿岸水産資源のほかに生態系勘定に導入すべき生態系サービス源について検証し、必要に応じて環境の経済評価論に照らしてその価値を評価する。

こうしたことを通じて、生態系サービスの経済評価を行って勘定体系に組み入れる際の各環境経済評価手法の利点と欠点についてとりまとめ、生態系勘定における価値データの取扱や注意点について、生態系保全政策への応用を念頭に明確にする。

サブテーマ(4)データ欠損補完手法と生産性分析による生態系データ収集に関する研究

[実施研究機関：九州大学・長崎大学]

本サブテーマは九州大学の馬奈木俊介・池田真也、長崎大学の藤井秀道が担当し、これまでに構築した森林資源や沿岸生態系の自然資本ストックデータを活用し、生産関数アプローチから自然資本ストックのシャドウプライスを推計するとともに、生態系勘定として提供すべき生態系資産・生態系サービスの量的・貨幣的データを完備なものとし、国・地域レベルでのデータベースの構築を行う。

こうして収集・推定したデータは、本研究で構築する勘定体系フレームワークに適宜導入していき、日本の資源状況を一望的に可視化できるようにする。

平成 29 年度も引き続き以上 4 つのサブテーマならびにその他の研究課題との連携が機能するよう、研究代表者と分担者の間で随時確認しあうとともに、環境省担当者と政策ニーズのすり合わせを行う。生態系勘定枠組みの政策応用については、政策担当者と連携した議論を行う。平成 29 年度の研究工程は、次のようにまとめられる。

平成 29 年度 工程表

達成される成果	平成29年(2017)				備考
	1Qt	2Qt	3Qt	4Qt	
(1)メタ関数の推定による生態系サービス評価に関する研究					
(1)-1: 沿岸・陸水生態系サービス評価のメタ関数の特定・推定					
(1)-2: その他生態系サービスについての検討					
(1)-3: 自律的な価値情報の提供枠組み					
(2)環境・経済統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究					
(2)-1: 日本版生態系勘定のフレームワーク試案の発展					
(2)-2: 日本版生態系勘定の統計情報の精査					
(2)-3: 生態系保全に関する政策的含意の提供					
(3)環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究					
(3)-1: 湿地資源の生態系サービスごとの評価					
(3)-2: 森林資源・湿地資源の地域ごとの評価					
(3)-3: 生態系サービス評価値についての信頼性検証					
(3)-4: その他生態系サービスについての検討とデータ更新手順の確立					
(4) 統計的データ欠損補完手法による生態系データ収集に関する研究					
(4)-1: 生態系資源に関する欠損データ補完					
(4)-2: 要因分解等の政策分析					

※ →は結果のインプット(アウトプット)の流れを示す。

2-(1). 平成 29 年度の研究状況および成果（概要）

平成 29 年度は各サブテーマにおいて以下のような研究を実施した。研究成果をより体系だてるために、生態系勘定体系の構築（サブテーマ 2）、量的データの収集（サブテーマ 4）、価値評価データならびにメタ分析（サブテーマ 3、サブテーマ 1）の順に記載する。

2.1 環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ 2）

本サブテーマでは、欧州委員会（EC）、経済協力開発機構（OECD）、国連（UN）、世界銀行などによって開発が進んでいる SEEA-EEA などの先行する生態系勘定体系や、各国の生態系勘定開発の事例を踏まえて、日本版の生態系勘定のフレームワークを提示する。

本年は、SEEA との整合性や使い勝手なども考慮も考慮し、平成 28 年度に試案として作成した生態系資産勘定に対してさらに改良を加え、実際の評価値を計上した成果を報告するとともに、提案した生態系資産勘定の特徴である交換価値、余剰価値双方による評価の導入とそれに付随する課題を議論し、生態系勘定のフレームワークに反映した。

第 1 に、本研究で平成 28 年度までに作成してきた生態系資産勘定の課題となっていた SEEA との整合性について、国際的な動きに鑑み SEEA-EEA に可能な限り準拠するフレームワークに修正した。そのポイントは、SEEA-EEA に合わせる形で改めて勘定表の構造を見直したことである。本研究におけるフレームワークを修正した結果、SEEA-EEA の指針に合致させた（本論における表 1-1）。このフレームワークでは、最上行と最下行にそれぞれ期首ストックと期末ストックを、その間に期中変化を記述する形式しており、その期間における変化も同時にみることができる。第 2 に、本年度の研究から提供されるフレームワークでは、森林と湿地で勘定表を分け、森林資産勘定と湿地資産勘定の 2 つを独立させた。これにより勘定表内の期首と期末が統一されることになり、その期間内の変化分をより正確に把握できるようにした。最後に、生態系機能別の評価を導入するための列項目として森林、湿地それぞれに具体的な生態系機能の評価額を交換価値と余剰価値双方で計上する項目を追加した。本研究で提示した森林資産勘定と湿地資産勘定の特徴としては、以下の 2 点が挙げられる。

第 1 に、経済評価額を交換価値と余剰価値の双方で計上している点である。交換価値による評価は、SEEA や SNA と整合的であり、実際に取引が行われた金額をベースにした評価であるため、客観性が高く需要側と供給側で一致した値となり、会計原則に則した評価が可能となるが、調整サービスや文化サービスの供給といった生態系の公共財的な性質を有するサービスの供給機能は評価できない。それに対して余剰価値による評価は、市場取引がなされない幅広い生態系の価値を評価できる一方、あくまで需要側が考えている評価額であることから、供給側が考えている評価額とは異なる結果となり、市場取引額をベースとしている SNA などの経済計算体系や会計上の考え方とは相容れない。本研究では、勘定表の幅広い適用可能性を確保するため、交換価値による評価と余剰価値による評価の双方を 1 つの勘定表の中に併記する形とした。

第 2 の特徴として、全国版のみならず都道府県別の勘定表となっている点である。これにより都道府県単位で生態系の状態がどのように変化しているのかを把握することができるほか、特に評価額の減少が大きい県や減少率が高い県を特定することができる。各国における生態系勘定の作成動向を見ても、地域レベルの勘定表はあくまで少数の特定地域を事例的に取り上げて作成されることが多く、網羅的に国内全ての地域の生態系勘定を揃えている事例は見当たらない。この点は本研究の生態系勘

定の大きな特徴と言える。

今年度の研究によって SEEA-EEA にも準拠しつつ国際的にも通用する形に修正し、日本において生じた生態系損失の可視化を行い、例えば 2000 年から 2010 年にかけて全国で GDP の約 1.4 倍の湿地の価値が失われたことなどを可視化した。しかしながら本研究で提示した生態系資産勘定は生態系勘定全体の一部であり、さらに生態系に関するフローを把握するための勘定表を構築することで、より多くの情報を提供することができ、その適用可能性も拡大する。生態系勘定全体の整備については今後の課題である。

2.2 データ欠損補完手法と生産性分析による生態系データ収集に関する研究(サブテーマ 4)

サブテーマ 4 では、平成 29 年度において、生産関数アプローチを適用することで、自然資本ストックのシャドウプライスを推計する分析フレームの構築を実施した。分析フレームワークの適用可能性を説明するために、国内 44 道県の森林組合活動に関するデータを活用し、実証分析を行った。

本研究では複数の投入・産出データを用いた包括的な効率性評価が可能である指向性距離関数(Directional Distance Function: DDF)を用いた生産性評価分析を行う。DDF では生産活動に利用する労働、資本などの投入要素(市場投入財)と売上、付加価値などの望ましい産出要素(市場産出財)を複数用いた生産効率性評価を行うことができる。

DDF を選定した理由として、林業活動では森林資源に加えて、労働の人件費や機材設備等の有形固定資産の活用が必要不可欠である。これらの投入要素の活用度合いや技術水準は、林業市場の競争力に直接的に反映されるものであり、これら投入財の変化を無視したシャドウプライスは市場競争力の側面を明示的に考慮できていないと考える。そこで、本研究では、複数の投入要素を考慮した生産効率性分析を通じ、林業における市場競争力の側面を明示的に考慮したシャドウプライスの推計を、DDF を活用して実施する。

DDF を用いたシャドウプライスの推計方法は、Lee *et al.* (2002)、Maradan *et al.* (2005)や Färe *et al.* (2006)などによって発展されてきた。既存研究より、投入財(x)のシャドウプライス q は、市場産出財(y)の価格 p を用いて下式のように表せる。ここで $D(\cdot)$ は DDF で評価した生産非効率性を表している。

$$q = p \times \frac{\partial D(\cdot) / \partial x}{\partial D(\cdot) / \partial y}$$

ここで、計算に用いた市場産出財が金額データである場合は $p=1$ として計算することが可能である。投入財の価格 q は、生産主体が生産規模を縮小させることで、投入財を 1 単位削減した場合に、減少する市場産出財の価値を反映している。

上記の推計手法で計算されるシャドウプライスについて、農林水産省が公表する「森林組合一斉調査」に含まれる「森林組合統計」よりデータを取得し、実証分析を行った。分析対象期間は森林組合統計が利用可能な 2002 年から 2015 年の 14 年間とする。金額データは総務省統計局の価格指数を用いて 2011 年価格に基準化を行っている。データ変数は、市場産出財として事業総利益(円)を、投入財として有形固定資産(円)、人件費総額(円)、事業管理費(円)、森林面積(ha)を利用した。

推計結果より、国内森林面積 1ha 当たりのシャドウプライスは 2002 年の 4000 円/ha から 2015 年の 10,000 円/ha に上昇していることが明らかとなった。特に、西日本の地域で森林面積のシャドウプライスが大幅に上昇している。この要因として木材を優先的に活用する制度設計がなされた点や、耐

火性に優れた耐火集成材の開発などが指摘できる。加えて、韓国や中国などのアジア各国における日本産木材需要の拡大も、森林面積のシャドウプライスを押し上げた要因の一つとして考えられる。

林野庁(2017)によれば、日本政府は平成 30 年度予算概算要求においても、「木材需要の創出・輸出力強化総合対策事業」として 8.7 億円を設定しており、その目的として公共建築物の木造化・木質化に向けた普及促進、地域内エコシステムの構築、高付加価値木材製品の輸出拡大、木の文化の情報発信を挙げている。こうした取り組みにより、国内外の日本産木材需要を高めることが予想されることから、森林資源のシャドウプライスも引き続き上昇していくものと予想する。

本研究で推計した森林面積のシャドウプライスの経年比較及び地域間比較より、市場における木材の価値とシャドウプライスの間で整合的な関係性が見られることが明らかとなった。この結果は、政府統計データと経済学的手法を適用することで、少ない費用負担及び労力で自然資本の市場的価値を推計する方法として、本研究で提案するシャドウプライスの推計フレームワークが適用可能であることを示唆している。当然、詳細な自然資本価値を推計することは重要であり、そのために仮想的市場評価法などを適用する必要がある。その一方で、費用負担や必要となる労力を考えれば、生態系サービスの定量評価及び生態系勘定フレームワークを継続的に適用するためには、定期的に公開される統計データなどからシャドウプライスを推計することが出来る推計手法が補完的なアプローチとして重要な役割を担う。

2.3 環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ 3）

サブテーマ 3 では、湿地の生態系サービス別（属性別）および都道府県別の評価を行い、生態系サービス勘定体系に価値データとして導入した。そのために、多属性評価を可能にするコンジョイント分析を湿地に対して適用した。

本研究では、まず諸外国における湿地資源の経済評価をレビューし、先行研究の価値推定にもとづいて新たな対象の評価に当てはめる便益移転と呼ばれる手法についての可能性について検討した。しかしながら、湿地に関する評価データの入手可能性や移転関数の推定精度の問題から、日本における都道府県別の湿地の評価に当てはめるのは難しいことが確認された。そこで、平成 28 年度に行った原単位評価に加えて、本年の研究として多属性評価を志向するコンジョイント分析の利用した評価を行った。そこで湿地のもつ生態系サービスには、平成 25 年度の環境省による湿地に関する調査結果発表（環境省 2015）を参考に、図 1 のような 6 属性を想定した。

図 1 湿地の多属性評価における生態系サービスの種類

- | | |
|---|--------------------|
| 1 | 水質浄化機能（質素吸収） |
| 2 | 生態系保全機能 |
| 3 | 内水面漁獲量 |
| 4 | レクリエーション機能 |
| 5 | 地球温暖化防止機能（二酸化炭素吸収） |
| 6 | 年間負担額 |

コンジョイント分析の実施に際し、これらの属性のもつ水準を組み合わせプロファイルを作成し、社会調査を実施することで回答者の選好に関するデータを収集した。その際に、効用理論に整合的な選択型実験と呼ばれるフォーマットを用い、湿地の各属性に対する支払意思額を推定することで、本

研究の生態系勘定のフレームワークにおける余剰価値評価として利用できるようにした。本研究では、サンプルを北海道・東北、南関東、北関東・甲信越、北陸、東海、近畿、中四国、九州の地域ブロックに分け、それぞれ推定を行うことで、余剰価値推定に地域差を反映した。表1はその結果である。

表1 湿地の各属性に対する限界支払意思額（各地域、単位：円）

	北海道・東北	南関東	北関東・甲信越	北陸	東海	近畿	中国・四国	九州
地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	68.6	91.4	143.5	102.6	109.2	84.4	79.7	84.3
水質浄化機能(窒素吸収)	66.8	74.6	92.8	79.1	70.3	55.7	82.8	58.1
生態系保全機能	83.8	91.1	70.8	127.8	75.6	77.4	83.8	73.3
レクリエーション機能	40.7	50.5	29.5	26.6	18.8	25.3	43.6	46.4
内水面漁獲量	27.7	41.0	16.9	12.2	40.5	36.0	23.0	40.5
Number of obs.	339	1076	129	111	405	542	265	342
Log Likelihood	-2210.198	-7217.768	-859.300	-732.358	-2672.443	-3581.379	-1730.195	-2252.779

こうした湿地の属性別評価に合わせるかたちで、昨年度行った森林の属性別評価を再推定した。その結果は表2のようになる。

表2 森林の各属性に対する限界支払意思額（各地域、単位：円）

	北海道・東北	南関東	北関東・甲信越	北陸	東海	近畿	中国	四国	中国・四国	九州
水資源を蓄える働き	32.2	48.2	31.3	40.1	38.2	38.6	38.6	42.2	36.7	37.5
山崩れや洪水などの災害を防止する働き	33.8	47.3	39.7	34.0	38.7	40.9	40.9	30.2	34.2	41.1
二酸化炭素を吸収し、地球温暖化防止に貢献する働き	33.3	46.9	42.1	32.7	37.6	37.7	37.7	43.0	39.6	35.6
野生動植物の生息の場を与え、生態系を保全する働き	23.4	36.6	31.4	25.6	29.8	30.7	30.7	14.9	24.4	34.5
木材を生産する働き	20.7	31.4	26.4	27.4	22.9	28.5	28.5	26.7	27.8	25.1
観光や、登山やハイキングなどの場を提供する働き	17.0	24.0	19.5	23.0	22.8	27.0	27.0	-3.4	12.8	23.9

本研究により、日本における生態系勘定を構築する上で重要な生態系資源である森林と湿地について、原単位価値と属性別価値の両方が揃うこととなった。サブテーマ1において、サブテーマ2で議論した勘定フレームワークに導入していくと同時に、量的情報とあわせて、森林と湿地についての生態系のストック勘定を完成させる。

2.4 便益移転関数の推定による生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ1）

本年度のサブテーマ2の研究により、世界各国の動向を踏まえた上で日本における生態系勘定体系のフレームワークが試案された。そして、サブテーマ3～4の研究により、その枠組みに導入可能なかたちで、森林および湿地についての量データ、原単位価値データおよび生態系サービス別の価値データが揃った。

サブテーマ1の研究では、これらのデータを体系枠組みに導入していき、本プロジェクトにおける生態系勘定の提供を行った。その際には表計算ソフトを利用し、年代、生態系資源の種類、価値データの種類を選択することでデータが一覧できるような提示方法をとった。その一例として、湿地の生態系勘定表の一部が図1に示される。

図1 湿地の生態系勘定（抜粋）

Wetland asset account in Japan

Please select coverage area and years

全国
Wetland
2000-2010

	Unit	Physical value		Surplus value										
		Total	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries						
									Bil. JPY					
									A	I	J	K	L	M
Opening stock of ecosystem assets	1	946,227	4,383,568	1,222,351	995,500	1,189,359	532,362	443,995						
Addition to stock	2													
Regeneration - natural	3													
Regeneration - human activity	4													
Reclassifications	5													
Reduction in stock	6													
Reduction due to extraction and harvest of resources	7													
Reduction due to ongoing human activity	8													
Catastrophic losses due to human activity	9													
Catastrophic losses due to natural events	10													
Reclassifications	11													
Revaluation	12	--	-281,979	-79,356	-63,916	-76,259	-33,565	-28,883						
Net change in stock	13	-100,311	-704,842	-206,837	-158,410	-186,845	-78,693	-74,056						
Closing stock of ecosystem assets	14	845,916	3,678,726	1,015,514	837,090	1,002,514	453,669	369,938						

また、これに合わせて森林資源勘定表も、全国別および都道府県別の地域差を反映した価値推定として更新した。

図 2 森林の生態系勘定（抜粋）

Forest asset account in Japan

Please select coverage area and years

全国
北海道
青森県
岩手県
宮城県
秋田県
山形県
福島県

	Unit	Physical value		Exchange value							Monetary value									
		Total	Total	Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation	Total	Water								
													Bil. JPY							
													A	B	C	D	E	F	G	H
Opening stock of ecosystem assets	1	23,637,376	4,431,737	15,650	0	0	0	0	15,650	0	72,764,545	14,								
Addition to stock	2																			
Regeneration - natural	3																			
Regeneration - human activity	4																			
Reclassifications	5																			
Reduction in stock	6																			
Reduction due to extraction and harvest of resources	7																			
Reduction due to ongoing human activity	8																			
Catastrophic losses due to human activity	9																			
Catastrophic losses due to natural events	10																			
Reclassifications	11																			
Revaluation	12	--	--	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	-1,256,125	--								
Net change in stock	13	-19,556	468,774	-12.95	0.00	0.00	0.00	0.00	-12.95	0.00	-3,835,275	--								
Closing stock of ecosystem assets	14	23,617,820	4,900,511	15,637	0	0	0	0	15,637	0	68,929,270	13,								

-- : Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

サブテーマ1では、こうした勘定表への集約結果に基づいて議論した。第一に、生態系資源および生態系サービスを評価する際に、交換価値を選択した場合と余剰価値を選択した場合で、評価値が非常に大きく乖離する点を指摘した。この原因として第一に、余剰価値は非市場価値を含んだ価値評価となっている点、第二に余剰価値は公共財的な性質を測定しているため、便益のスピルオーバーによってその価値が多数の住民によって享受される点である。

SEEA-EEA のフレームワークでは、交換価値による評価を推奨しているが、サブテーマ3が明らかにするように、生態系の経済価値の本質はその非市場性および公共性にあり、こうした価値を無視することはできない。重要な点は、評価結果の用途であり、国民経済計算の調整や企業会計への導入に用いるのであれば交換価値を選択することが妥当であるが、政策評価や社会的費用便益分析に用いるのであれば理論的観点からも余剰価値を選択することが推奨されよう。本研究では、いずれの用途にも適するよう、双方の評価値を選択可能にした。

2-(2). 3年間の研究を通じて得られた成果（概要）

3年間の本研究を通じて、各サブテーマにおいて以下のような研究を実施した。研究成果をより体系立てるために、先の項と同じく生態系勘定体系の構築（サブテーマ2）、量的データの収集（サブテーマ4）、価値評価データならびにメタ分析（サブテーマ3、サブテーマ1）の順に記載する。

2.1 環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ2）

サブテーマ2では、初年度に SEEA-EEA のレビューおよびイギリスとオランダにおける生態系勘定動向の調査を実施した。SEEA-EEA のレビューでは、技術的な課題など我が国で生態系勘定を作成する上で重要な事項を整理し、「生態系勘定の概念枠組と基本単位」、「生態系資産」、「生態系サービス」、「生態系勘定の作成に関する課題」としてまとめた。とりわけ我が国における生態系勘定作成への示唆として注目した点は、①国連の生態系勘定では、ストックとしての生態系資産とフローとしての生態系サービスを区別し、前者から後者が生成されるという関係性を明確化するとともに（図1）、後者の期待フローに基づいて前者を評価するというような動的なアプローチを採用していること、②空間的統計単位として GIS の活用を前提とした枠組みを提示しており、従来の SNA とは大きく異なる考え方を導入していること、③貨幣価値評価において交換価値アプローチを採用するか余剰価値アプローチを採用するかという問題や、生態系サービスの供給者・受益者をどのように特定・制度化するかなど、SNA と接合する上で極めて重要かつ難しい課題があることである。これらの諸点について、研究期間内に研究を続け、最終年度の日本版生態系勘定のフレームワークにつながった。

また、先行して生態系勘定の開発として進んでいる SEEA-EEA について、SEEA の技術的な議論を行っている国際的グループであるロンドングループでの議論を整理すると同時に、本研究で開発したフレームワークを発信した。それを踏まえて、海外における SEEA-EEA をもとにした生態系勘定の構築事例として、オランダ、イギリス、スウェーデンの3か国における開発状況について調査し、日本版フレームワークへのフィード・バックを行った。まずオランダでは、現在生態系価値を SNA に組み込む取組が行われている。オランダ政府は2020年までに全ての生態系サービスをマッピングし、経済・ビジネスおよび政策決定過程の一部とすることを提案している。2013年のオランダの環境勘定には、生態系勘定を試作したものが組み込まれた。この作業においては、Roerdalen と Limburg の2地域で試行的適用を行い、生態系勘定作成の可能性を調査している。オランダでの生態系勘定作成の取組については、(1)はじめに土地利用データベースから地目別に色分けされたマップを作成し、それぞれの地目がどのような生態系に属し、どのような生態系サービスを供給しているかを特定する、(2)生態系の所有者（つまり土地所有者）を特定し、生態系サービスの需要者を特定するという2つの作

業が行われている。この2つの作業から、生態系サービスを供給する土地を誰が所有し利用しているのかが特定でき、生態系サービスの供給源と需要者すなわち人間活動や経済活動との関連性を把握する。ただし、本調査では空間データの把握が中心であり、貨幣評価は実施されていない。

スウェーデンでは、オランダと同様、まずは土地利用図を作成し、その上に植生図を重ね合わせる形で誰が所有する土地でどのような生態系サービスが発生しているのかを明らかにするというやり方を採用していた。また、一部経済評価も行っているが、経済評価は課税対象地価をベースにしているおり、これは全ての生態系サービスの価値を反映しているわけではなく、とくに非市場価値、非利用価値といった評価が困難な価値については、現時点では評価対象にしていなかった。一方、イギリスでは SEEA が規定する交換価値評価による数値の計上に固執することなく、既存のデータベースや統計情報を最大限活用し、自国の政策や制度に有用な評価手法を採用して、それぞれの結果を使い分けるというスタンスを取っていた。

イギリスでは、2009年から2011年にかけて、UK National Ecosystem Assessment (UK NEA) と称するプロジェクトが行われ、国内の生態系の賦存状況およびそこから供給される生態系サービスの状況を全国規模で詳細に分析している。このプロジェクトでは、イギリス内に賦存する生態系が地図上にまとめられており、さらにこれらの生態系サービスの貨幣評価も行われている。UK NEA の結果を受け、イギリスでは、2011年の『自然環境白書(NEWP)』の中で SNA に生態系サービスを導入することを明記しており、作業ロードマップでは、全ての生態系勘定策定の作業は2020年までに完了させる予定になっている。なお、生態系勘定には SEEA フレームワークを援用するとしている。

これら海外での生態系サービス勘定作成事例では、オランダ、スウェーデンの両国とも作業プロセスはほぼ同じと言って良い。すなわち、(1)土地利用勘定の作成、(2)土地利用ごとの自然資本ストック賦存量の推定、(3)そこから発生する各種生態系サービス量の推定、(4)生態系サービスごとの貨幣評価という流れである。イギリスも既存のデータベースを用い同様の作業を続けている。また、これらの国ともこれらの一連の生態系サービス評価および SNA への導入作業は2010年代前半から始まり、2020年までに完了するという長期的な作業スケジュールが組まれているのが特徴である。

以上の海外での進捗状況を踏まえ、日本における生態系勘定表を試案し、これを改良する形で最終年度の成果として提出した日本版生態系勘定のフレームワークとなった。

2.2 データ欠損補完手法と生産性分析による生態系データ収集に関する研究(サブテーマ4)

サブテーマ4では、第一に、生態系サービスの量的計測を目的とした森林資源の量的データ収集を行った。サブテーマ1において森林資源に関する生態系サービスの質的調査が進められていることから、量的調査においても主に森林資源をデータ収集対象とした。具体的なデータ変数としては、森林面積(ha)、森林蓄積(m³)について、樹種別(針葉樹 or 広葉樹)、成立過程別(人口林 or 天然林)に分類を行い、データ収集を行った。加えて、本研究の最終目標でもある新国富指標を地域別に推計するために、都道府県別でのデータ収集を実施した。

上記データ変数に加えて、森林の育成期間(年)及び密度(m³/ha)データの経年変化についても、取得データより推計を行った。育成期間及び密度データは森林資源の質的指標として活用が期待できるとともに、生態系サービスの向上に向けた効率的な伐採計画や植林計画を策定する際に、重要な指標になると言える。また、森林の生態系サービスを評価する上で重要となる公益的機能についても本調査では着目した。特に、水土保持、資源循環、人との共生の3つの側面に焦点を当て、森林の公益的機

能の利用形態が地域間でどのように異なるかについて考察を行った。

収集したデータにもとづき、生態系資源管理の政策分析として、サブテーマ3で推計した森林資源の原単位価値を乗じることで、森林資源による生態系サービスの推計を実施した。加えて、生態系サービスの変化がどのような要因によって引き起こされているかを明らかにするために、要因分解分析を実施した。これにより、各樹種・成立過程別の生態系サービスの変化は、①生態系サービス原単位の変化、②樹種別面積の構造変化、③森林管理適正度の変化、④森林の規模の変化の4つの要因に分解することが可能となることがわかった。

次に、生態系サービスの量的計測を目的とした沿岸生態系水産資源供給サービスの量的データ収集を行った。ただし、漁業資源は本研究の生態系勘定表としては取りまとめられなかったが、補完データとして整理した。研究対象は海に面している40都道府県であり、データ収集対象年度は、漁業センサスが作成された2003年、2008年、2013年としている。対象データ変数は、都道府県別の魚種別漁獲量(ton)、漁業種別動力船隻数(隻)、魚種別の卸売価格(円/kg)に加えて、漁業種別魚種別漁獲量(ton)の全国値について収集を行った。加えて、本研究の最終目標でもある新国富指標を地域別に推計するために、都道府県別での水産資源供給に関する沿岸生態系サービスの自然資本ストックデータを金額換算で推計している。

水産資源ストックの推計には standard Schaefer harvest function を適用し、漁獲量(H)及び漁獲努力量(E)のデータから推定した。経年変化では、上述したデータベースより得られた2003年度、2008年度、2013年度の3時点に着目し比較を行った。自然資本ストック全体では2003年度から2008年度にかけて、大きな変化が見られないことが観測された。一方で、その内訳をみると、魚類は増加傾向にある一方で、魚類以外の水産資源供給の自然資本ストックは減少していることが明らかとなった。

最後に、湿地資源についての量的データの収集を行った。ラムサール条約の定義に基づく湿地に該当する河川・湖沼の面積について。データが存在する1976年、1987年、1991年、1997年、2006年、2009年の6時点とし、評価単位は都道府県として収集した。ここから、日本においては、急速な経済成長とともに湿地面積が過去数十年で減少している傾向にあることがわかり、1987年においておよそ1,190,758 haであった湿地面積は、2009年においておよそ1,069,426 haに減少している。この変化は、過去22年間で10%の湿地面積が失われたことを意味する。

以上の研究により、生態系勘定のフレームワークに導入する生態系資源の量的データが揃った。

2.3 環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ3）

サブテーマ3では、生態系勘定に取り入れられる価値データの収集に向けて、生態系サービスの経済学的評価手法について、環境の経済評価論の観点から精査した。最初に、生態系サービスの価値づけにおける効用理論的枠組を整理したうえで、理論的背景をもつ経済価値評価手法について概観した。特に、生態系勘定については、商業的な利用価値だけでなく、非利用価値を評価することが重要であることが指摘されており、我が国の生態系勘定においても非利用価値を含める必要があることを確認した。

次に、こうした生態系サービス源に対するマクロ的な評価に適する手法としてCVMを含めた表明先行法の利用可能性を検討した。ミクロ的な評価でなく、マクロ的な生態系勘定としての応用可能性を探るため、本章では次の4つの基準を求めた。

- (1)評価手法：対象の評価手法として適切か。非利用価値を含めた評価となっているか。

(2)評価の主体：評価主体（個人、世帯、公共部門全体）が適切に定義されているか。

(3)評価の時間的単位：評価の時間的単位（ワンショット、毎月、毎年）が適切に定義されているか。

(4)評価の空間的単位：評価対象の空間的定義（広さなど）が適切に定義されているか。

これらの条件は、生態系勘定として「量×価値」として評価していくにあたっての、適切な価値データの収集という観点から求められるものである。評価の主体や時間的空間的単位は、価値データを量に乗じるプロセスにおいて非常に重要である。

こうした理論的整理にもとづいて、日本における既存の先行研究について、今年度は森林資源を対象として収集した。日本においても顕示選好法や表明選好法の適用事例が増えつつあることが確認されたが、生態系勘定に応用可能な事例研究はそれほど多くないことが分かった。

こうした環境の経済評価手法のサーベイに基づき、本研究における生態系勘定のフレームワークに必要な森林資源と湿地資源の経済価値評価を念頭に、必要な価値データを提供した。初年度は森林の原単位価値を推定するための社会調査を実施した。その結果、森林 1ha あたり世帯あたり年間約 2,170 円の価値が見出されたが、全体的に東日本のほうが高い評価値となっている傾向が観察された。次に、湿地の原単位経済価値の推定のための社会調査を実施した。CVM の原単位評価については、湿地の現状と機能の確認や重要性の調査など、価値評価のための関連質問をした。その結果、湿地の原単位価値は全国で平均約 2,929 円であり、最高値は 3,552 円（栃木県）、最低値は 2,489 円であった。日本全体で評価額は散らばっており、そのばらつきはかなり大きい（標準偏差 4,116）。全体的に東日本、特に関東地方で比較的高い評価値を示していた。森林および湿地に関する原単位評価の地域別の散らばりは、サブテーマ 1 のメタ分析によって要因を分析される。

次に、各生態系資源のサービス別評価を行った。まず森林については、森林生態系サービスについて図 3 の 6 つを想定した。

図 3 森林の多属性評価における生態系サービスの種類

- | | |
|---|------------|
| 1 | 水源涵養機能 |
| 2 | 土砂災害防止機能 |
| 3 | 生態系保全機能 |
| 4 | 木材生産機能 |
| 5 | レクリエーション機能 |
| 6 | 温暖化防止機能 |

コンジョイント分析によって各属性のウェイトは表 3 のような推定結果が得られた。

表 3 森林資源の属性別評価結果

属性		Estimates	Std. err.	Est./s.e.	Prob.
1	水源涵養機能	0.0070	0.0002	28.653	0.000
2	土砂災害防止機能	0.0076	0.0003	30.273	0.000
3	レクリエーション機能	0.0000	0.0002	-0.135	0.892
4	地球温暖化防止機能	0.0067	0.0002	26.676	0.000
5	生態系保全機能	0.0038	0.0002	15.696	0.000
6	木材生産機能	0.0014	0.0003	5.689	0.000
7	1年あたりの負担金(世帯あたり)	-0.1314	0.0013	-103.722	0.000
8	ASC1	-0.7264	0.0134	-54.265	0.000
9	ASC2	-1.6095	0.0177	-90.804	0.000
	LogL	-75406.6			
	N	54744			

この結果は、現時点で森林資源のもつ各属性について、1%の機能増加に対する評価を示している。本研究で構築している生態系勘定フレームワークにおいて、この属性別の評価値を記載することで、どの機能が重視された結果としての原単位評価となっているのかがわかるようになる。ただし、この推定には地域差を反映していないため、最終年度においては地域差を考慮して再推計を行って生態系勘定のフレームワークに導入されている。

2.4 便益移転関数の推定による生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ1）

サブテーマ1では、生態系勘定として導入すべきデータとしての価値データについて、原単位価値の決定要因をメタ分析によって定量的に明らかにした。初年度は、森林資源の原単位価値を規定する回帰式を求めた。被説明変数はサブテーマ3によって求められた森林1haに対するWTPであり、説明変数は先行研究で採用されている社会経済的属性として世帯所得と、人口構造として性別と年齢を導入し、森林属性として人工率、天然林率、加重平均樹齢を導入した。その結果、いずれも有意な影響を原単位評価に与えていることが示された。そして推定された回帰式を使って、各県別に原単位を推定し、それにサブテーマ4で提供される森林の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値を評価した。その結果は図4のように示される。

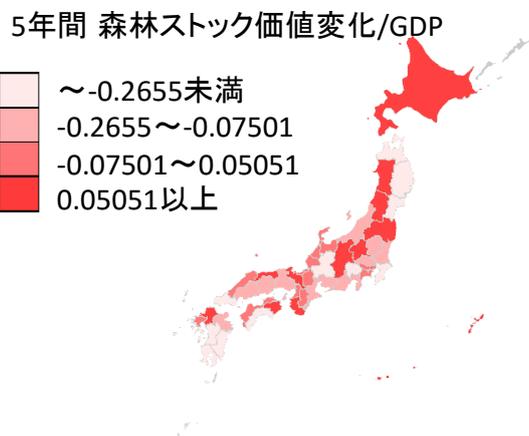


図 4 県内 GDP 比の森林価値変化

本研究結果では、もっとも大きな増加を示した北海道で GDP の 2.4 倍、沖縄県で 1.16 倍、長野県で 0.72 倍、もっとも大きな減少を示した岩手県で-3.23 倍、岐阜県で-1.86 倍、千葉県で-0.86 倍であった。こうしたことから日本において生態系サービス源としての森林は極めて重要であると考えられる。このように持続可能性指標におけるシャドウプライスについて、地域差や森林の質を考えながら見てみると、県によっては無視できないほど森林変化の影響が大きいことがわかる。

また、本研究は環境経済の政策研究の別のプロジェクトとの連携も意識しており、こうした評価値はを新国富指標（Inclusive Wealth Index）に連動させる試みを行った。

次に、湿地資源についても同様のメタ分析を行った。被説明変数は同じくサブテーマ 3 によって求められた湿地 1ha あたりに対する世帯あたり WTP であり、先行研究を参照しながら説明変数として社会経済属性である所得、性別、年齢、地域属性であるアクセスと湿地規模を導入した。その結果、次式の各係数（β）が有意に推定された。

$$\text{WTP}_{\text{Forest}} = \text{Constant} + \beta_1 \cdot \text{Income} + \beta_2 \cdot \text{Woman} + \beta_3 \cdot \text{Age} + \beta_4 \cdot \text{Age}^2 + \beta_5 \cdot \text{Freq} + \beta_6 \cdot \text{Wetland size} + \beta_7 \cdot \text{Wetland size}^2 + \varepsilon$$

この回帰式に基づいて、説明変数に相当する各県別の変数データを内挿することにより、各県別の 1ha 湿地に対する世帯あたり年間価値を算出した（図 4）。

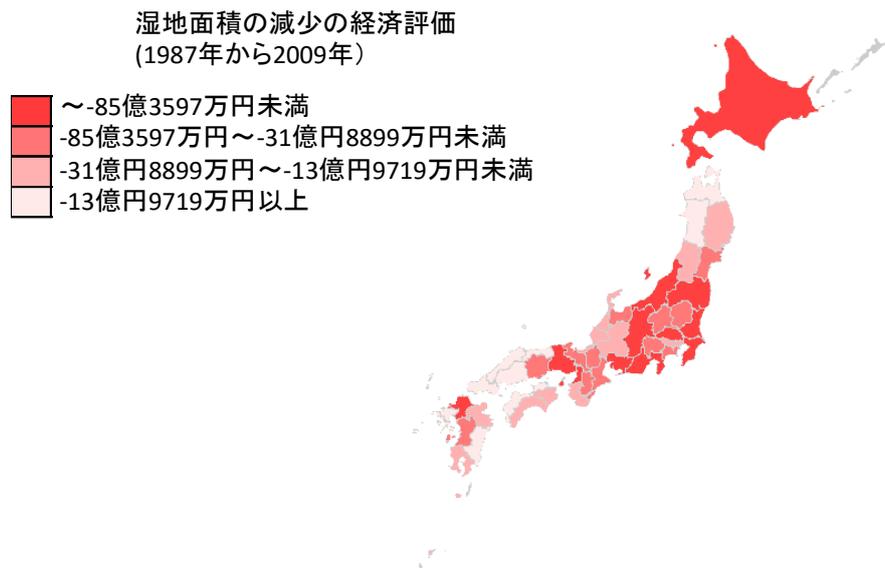


図 4 湿地の価値推定

こうした分析に基づいて、生態系勘定のフレームワークで準備している森林資源と湿地資源について、量的データおよび価値的データを整理し、それぞれ数値の導入を行い、最終年度の成果として提示した日本版生態系勘定に集約された。

3. 対外発表等の実施状況

平成 27 年度、28 年度、29 年度につき、次のように対外発表、研究ミーティングを開催した。

<ミーティング>

平成 27 年度

- 平成 27 年 7 月 16 日（木）サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 27 年 7 月 27 日（月）サブテーマ 3 打ち合わせ 於：東京（環境省）
- 平成 27 年 8 月 24 日（月）サブテーマ 3 打ち合わせ 於：東京（早稲田大学）
- 平成 27 年 9 月 1 日（火）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 27 年 9 月 18 日（金）サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：京都（京都大学）
- 平成 27 年 9 月 19 日（土）サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：京都（京都大学）
- 平成 27 年 11 月 19 日（木）サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 28 年 1 月 6 日（水）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 28 年 1 月 25 日（月）サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 28 年 1 月 29 日（金）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 28 年 2 月 4 日（木）サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：京都（京都大学）
- 平成 28 年 2 月 24 日（水）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：神戸（神戸大学）

平成 28 年度

- 平成 28 年 4 月 6 日（水）サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 28 年 4 月 18 日（月）サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：東京（環境省）
- 平成 28 年 5 月 21 日（木）サブテーマ 4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 28 年 5 月 30 日（月）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 28 年 6 月 1 日（水）サブテーマ 4 打ち合わせ Skype による電話会議
- 平成 28 年 6 月 8 日（水）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 28 年 7 月 14 日（木）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 28 年 8 月 9 日（火）サブテーマ 1 打ち合わせ 於：福岡（九州産業大学）
- 平成 28 年 8 月 17 日（水）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：兵庫（神戸大学）
- 平成 28 年 8 月 22 日（月）サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：東京（早稲田大学）
- 平成 28 年 9 月 10 日（月）サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：東京（青山学院大学）
- 平成 28 年 11 月 18 日（金）サブテーマ 4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 28 年 11 月 21 日（月）サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：東京（環境省）
- 平成 28 年 11 月 30 日（水）サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 28 年 12 月 22 日（木）サブテーマ 4 打ち合わせ Skype による電話会議
- 平成 29 年 2 月 8 日（木）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 29 年 3 月 2 日（木）サブテーマ 4 打ち合わせ 於：長崎（長崎大学）
- 平成 29 年 3 月 3 日（金）サブテーマ 4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）

平成 29 年度

- 平成 29 年 4 月 7 日（金）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：兵庫（神戸大学）
- 平成 29 年 5 月 17 日（月）サブテーマ 4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 29 年 7 月 12 日（水）サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：東京（環境省）
- 平成 29 年 9 月 8 日（金）サブテーマ 1、2、3、4 打ち合わせ 於：高知（高知工科大学）
- 平成 29 年 10 月 16 日（月）サブテーマ 4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）
- 平成 29 年 11 月 15 日（水）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 29 年 12 月 21 日（水）サブテーマ 2 打ち合わせ 於：北海道（北海道大学）
- 平成 29 年 12 月 26 日（水）サブテーマ 4 打ち合わせ 於：東京（農林水産政策研究所）
- 平成 30 年 1 月 23 日（火）サブテーマ 4 打ち合わせ 於：福岡（九州大学）

<書籍>

平成 27 年度

- 亀山康子、馬奈木俊介（編著）『資源を未来につなぐ』岩波書店、2015 年
- 馬奈木俊介（編著）『農林水産の経済学』中央経済社、2015 年

平成 28 年度

- 愛甲哲也・庄子康・栗山浩一〔編〕（2016）『自然保護と利用のアンケート調査 公園管理・野生動物・観光のための社会調査ハンドブック』築地書館。
- バリー・C・フィールド〔著〕，庄子康・柘植隆宏・栗山浩一〔訳〕（2016）『入門 自然資源経済学』日本評論社。
- Managi, S. and K. Kuriyama. Environmental Economics. Routledge, 2016.
- Managi, S. ed (2016), *The Wealth of Nations and Regions*, Routledge
- 馬奈木俊介, 池田真也, 中村寛樹（2016）、『新国富論—新たな経済指標で地方創生（岩波ブレット）』岩波書店。
- 栗山浩一（2017）「農地・森林グリーンインフラの経済評価」グリーンインフラ研究会・日経コンストラクション・三菱 UFJ リサーチ&コンサルティング編『決定版！グリーンインフラ』日経 BP 社、343-349

平成 29 年度

- 栗山浩一（2017）「農地・森林グリーンインフラの経済評価」グリーンインフラ研究会・日経コンストラクション・三菱 UFJ リサーチ&コンサルティング編『決定版！グリーンインフラ』日経 BP 社、343-349
- 佐藤真行、林岳、蒲谷景、馬奈木俊介（2017）、「生態系サービスと勘定体系」、馬奈木俊介（編著）『豊かさの価値評価—新国富指標の構築』、中央経済社、pp. 161-174.
- 佐藤真行、馬奈木俊介（2017）、「森林の価値」、馬奈木俊介（編著）『豊かさの価値評価—新国富指標の構築』、中央経済社、pp. 175-188.

< 論文発表 >

平成 27 年度

- 山口臨太郎、佐藤真行、籠橋一輝、大久保和宣、馬奈木俊介 (2016)、「新しい富の指標計測：持続可能性計測研究の過去と未来」、『環境経済・政策研究』、近刊
- M. Sato, R. Phim and S. Managi (2015), " Sustainability indicators and the shadow price of natural capital", MPRA papers, No.62612, pp.1-23, Munich University.
- Yamaguchi, R., M. Sato and K. Ueta (2016) "Measuring regional wealth and assessing sustainable development: a case study of a disaster-torn region in Japan", Social Indicators Research, forthcoming, DOI: /10.1007/s11205-015-1106-3
- Dasgupta, P., A. Duraiappah, S. Managi, E. Barbier, R. Collins, B. Fraumeni, H. Gundimeda, G. Liu, and K. J. Mumford. 2015. "How to Measure Sustainable Progress", Science 13 (35): 748.
- 玉置哲也、中村寛樹、馬奈木俊介 2015. 環境資源制約下における SDGs のあり方と持続可能性, OECC、2015 年

平成 28 年度

- Sato, M., S. Samreth, and K. Sasaki (2017), "The Impact of Institutional Factors on the Performance of Genuine Savings", International Journal of Sustainable Development & World Ecology (refereed), forthcoming.
- 林岳、佐藤真行 (2016) 「生態系勘定の開発における諸外国の動向と日本の課題」、『環境経済・政策研究』、第 9 巻、第 2 号、pp. 44-47.
- 山口臨太郎、佐藤真行、籠橋一輝、大久保和宣、馬奈木俊介 (2016)、「新しい富の指標計測：持続可能性計測研究の過去と未来」、『環境経済・政策研究』、第 9 巻、第 1 号、pp. 14-27.
- Yamaura, Y., Y. Shoji, Y. Mitsuda, H. Utsugi, T. Tsuge, K. Kuriyama and F. Nakamura (2016), "How many broad-leaved trees are enough in conifer plantations? The economy of land sharing, land sparing, and quantitative targets," Journal of Applied Ecology 53(4): 1117-1126.
- 柘植隆宏・庄子康・愛甲哲也・栗山浩一 (2016) 「ベスト・ワースト・スケーリングによる知床国立公園の魅力の定量評価」『甲南経済学論集』56 号 3-4 巻、59-78。
- Ito, N. and K. Kuriyama (2016) Averting Behaviors of Very Small Radiation Exposure via Food Consumption after the Fukushima Nuclear Power Station Accident. American Journal of Agricultural Economics, forthcoming.
- 栗山浩一 (2016) 「環境経済学で考える 国立公園、世界遺産の環境価値」環境会議、52-57、2016 年 9 月
- 馬奈木俊介、池田真也、中村寛樹 (2016) 「新国富指標 2 位「人的資本」の充実が日本の優位性を支える」、中央公論 130 (5) 62-69.
- Fujii, H. and S. Managi (2016) "An evaluation of inclusive capital stock for urban planning",

Ecosystem Health and Sustainability, vol. 2(10):e01243. 10.1002/ehs2.1243.

- Fujii, H., K. Yoshida, and K. Sugimura (2016), “Research and development strategy in biological technologies: Patent data analysis in Japanese manufacturing firms”, Sustainability, vol. 8(4), 351; doi:10.3390/su8040351.

平成 29 年度

- Sato, M., A. Ushimaru and T. Minamoto (2017), “The Effect of Different Personal Histories on Valuation of Forest Ecosystem Services in Urban Areas: A Case Study of Mt. Rokko, Kobe, Japan”, Urban Forestry & Urban Greening, vol 28, pp.110-117.
- 青島一平、内田圭、丑丸敦史、佐藤真行(2017)「満足度指標を用いた都市緑地の貨幣価値評価」、『環境科学会誌』、第 30 卷、第 4 号、pp.238-249.
- Fujii, H., Sakakura, Y., Hagiwara, A., Bostock, J., Soyano, K., Matsushita, Y. (2018). Research and development strategy of fisheries technology innovation for sustainable fishery resource management in North East Asia. Sustainability 2018, vol. 10(1), 59; doi:10.3390/su10010059
- Fujii, H., Sato, M., Managi, S. (2017). Decomposition analysis of forest ecosystem services values. Sustainability vol. 9(5), 687; doi:10.3390/su9050687
- Shimada, H., M. Fujino, and K. Kuriyama (2017). Efficiency analysis of thinning based on daily reports of forest operations: the case of Hiyoshi, Japan. Journal of Forest Research, 22(6), 348-353.
- Fujino, M., K. Kuriyama, and K. Yoshida. An Evaluation of the Natural Environment Ecosystem Preservation Policies in Japan. Journal of Forest Economics, 29(Part A), 62-67, 2017.

< 学会発表等 >

平成 27 年度

- Sato, M., R. Phim and S. Managi, “Sustainability indicator and the shadow price of natural capital,” East Asian Association of Environmental and Resource Economists, Academia Sinica, Taipei, August 6, 2015.
- 佐藤真行「新国富の実証研究」、環境経済・政策学会、於 京都大学、2015 年 9 月 19 日
- 佐藤真行「日本における都市生態系サービス評価」、日本生態学会、於 仙台国際センター、2016 年 3 月 24 日
- 池田真也、馬奈木俊介、「新国富」指標で測る地域の豊かさと持続可能性の評価：企業と地域への応用、九大発産・学・官—交流促進シーズ発表会、2016 年 2 月

平成 28 年度

- Sato, M., T. Minamoto and A. Ushimaru, “Ecosystem Service Valuation in Urban Area: Case Study of Mt. Rokko, Kobe, Japan”, EAAERE, the 6th Congress of East Asian Association of

- Environmental and Resource Economics, August 9, 2016, Kyushu Sangyo University, Japan
- Samreth, S., M. Sato and R. Yamaguchi, “Interdependent sustainability of resource traders: theory and evidence from panel data”, EAAERE, the 6th Congress of East Asian Association of Environmental and Resource Economics, August 9, 2016, Kyushu Sangyo University, Japan
 - Sato, M., R. Yamaguchi and K. Ueta, “Natural capital after natural disaster: the case of Great Tohoku Earthquake”, EAAERE, the 6th Congress of East Asian Association of Environmental and Resource Economics, August 9, 2016, Kyushu Sangyo University, Japan
 - 青島一平、内田圭、丑丸敦史、佐藤真行、「満足度指標を用いた都市緑地の貨幣価値評価」、環境科学学会、於 東京都市大学、2016年9月8日。最優秀ポスター賞受賞。
 - 佐藤真行、青島一平、金谷遼、「都市における生態系サービスとディスプレイサービス」、環境経済・政策学会、於 青山学院大学、2016年9月11日
 - サムレト・ソワンルン、佐藤真行、山口臨太郎、“Interdependent sustainability of resource traders: theory and evidence from panel data”、環境経済・政策学会、於 青山学院大学、2016年9月11日
 - 青島一平、内田圭、丑丸敦史、田畑智博、佐藤真行、「都市緑地が主観的な緑量や満足度に与える影響の分析」、環境情報科学学会、於 日本大学会館、2016年12月5日
 - 青島一平、内田圭、丑丸敦史、田畑智博、佐藤真行「満足度指標による緑地評価と公共事業としての森林保全」、日本経済政策学会関西支部会、於 関西学院大学、2017年3月11日
 - 青島一平、内田圭、丑丸敦史、佐藤真行「自然環境と満足度～都市の生活と生態系サービス～」、日本生態学会、於 早稲田大学、2017年3月15日
 - 栗山浩一・柘植隆宏「アンケート調査の実施例」環境経済・政策学会 2016年大会『企画セッション アンケート調査でどんな研究ができるか、調査票をどう作成するか』2016年9月11日、青山学院大学青山キャンパス。
 - 栗山浩一・庄子康・柘植隆宏（2016）「世界遺産登録の経済分析：疑似実験アプローチによる評価」『第127回日本森林学会大会・大会講演要旨集』2016年3月29日、神奈川。
 - 庄子康・久保雄広・柘植隆宏・栗山浩一（2016）「登山道補修に関する募金フィールド実験：アンケート調査との比較」『第127回日本森林学会大会・大会講演要旨集』2016年3月29日、神奈川。
 - 久保雄広・庄子康・柘植隆宏・栗山浩一（2016）「登山道補修に関する募金フィールド実験：情報提供が募金行動に与える影響」『第127回日本森林学会大会・大会講演要旨集』2016年3月29日、神奈川。
 - Yamaura, Y., Y. Shoji, Y. Mitsuda, H. Utsugi, T. Tsuge, K. Kuriyama and F. Nakamura (2016) "How many broadleaved trees are enough in conifer plantations? The economy of land sharing, land sparing and quantitative targets", IUFRO Regional Congress for Asia and Oceania 2016: Forests for Sustainable Development, The Role of Research, Session D8-03: Forest biodiversity and resilience under changing environmental conditions, pp. 230, 24-27 October, 2016, Beijing, China.
 - Kubo, T., Shoji, Y., Tsuge, T., Kuriyama, K. Voluntary contributions to maintenance for hiking

trail: Evidence from a natural field experiment in Japan. 実験社会科学カンファレンス、同志社大学、2016年10月29日

- 栗山浩一・柘植隆宏、アンケート調査の実施例、企画セッション『アンケート調査でどんな研究ができるか、調査票をどう作成するか』、環境経済・政策学会2016年大会、9月10-11日、青山学院大学、東京
- 栗山浩一、自然資源管理における市民の視点、林業経済学会春季大会シンポジウム、林業経済学会、2016年3月30日
- 栗山浩一・庄子康・柘植隆宏、世界遺産登録の経済分析-疑似実験アプローチによる評価-、第127回日本森林学会大会、日本大学生物資源科学部、2016年3月29日
- 庄子康・久保雄広・柘植隆宏・栗山浩一、登山道補修に関する募金フィールド実験：アンケート調査との比較、第127回日本森林学会大会、日本大学、2016年3月29日
- 久保雄広・庄子康・柘植隆宏・栗山浩一、登山道補修に関する募金フィールド実験：情報提供が募金行動に与える影響、第127回日本森林学会大会、日本大学、2016年3月29日
- Managi, S. Keynote, Green Future Market in Asia, Green Bond and Environmental Economics Conference, The Hong Kong Polytechnic University, Oct 21-22, 2016.
- Managi, S. Keynote, Energy Sustainability: Post-Fukushima on Technology and Economics, The 2nd Workshop on Frontier Modeling of Energy & Environment, Nanjing, China May 12, 2016
- Managi, S. Role of technology in the changing landscape, The Future of the Electricity Utilities Project, Asian Stakeholder Meeting, 3-4th March 2015, British Consulate, Organized by Chatham House, Hong Kong.
- Managi, S. Renewable Policy in Japan and German: Past, Current and Future, Japanese-German Workshop on Renewable Energies, Hosted by International Superconductivity Technology Center and DLR (German Aerospace Center and University of Stuttgart, Germany), 1-4 March 2016, Tokyo
- Managi, S. How Do We Make Cities More Sustainable?, GROWING CITIES, DIVIDED CITIES? A seminar jointly organised by the British Academy and the Japan Society for the Promotion of Science (JSPS), Wednesday 27 January 2016, The British Academy, 10-11 Carlton House Terrace, London.
- Managi, S. Resource and Environmental Constraint, “What do we know about the SDGs?”, Beyond MDGs Japan Symposium – The 2030 Agenda for Sustainable Development: Transforming Japan and the World, United Nations University, January 15, 2016.
- Managi, S. Keynote on Plenary Session, Energy Pricing Impacts on Technology, Industry, and Consumers, EPDP Conference 2016 Toward Inclusive and Sustainable Energy Development January 12-13, 2016, New World Makati Hotel, Philippines

平成29年度

- Sato, M. and T. Hayashi, “Ecosystem Service Valuation and Accounting Framework in Japan”, East Asian Association of Environmental and Resource Economics, August 7, 2017, Mandarin Orchard Singapore Hotel, organized by Nanyang Technological University.
- Hayashi, T. and M. Sato "Ecosystem valuation and asset account in Japan", the 23th London Group Meeting held in San Jose, Costa Rica, 18 October 2017
- Aoshima, I., Y. Chang and M. Sato, “Nature connectedness and Willingness to Pay for Urban Ecosystem Services” August 7, 2017, Mandarin Orchard Singapore Hotel, organized by Nanyang Technological University.
- 林岳、佐藤真行「生態系のストック評価と生態系勘定の構築」、環境経済・政策学会、於 高知工科大学、2017年9月10日
- 青島一平、Youngho Chang、佐藤真行「自然とのつながり意識と環境保全政策」、環境科学会、於 北九州国際会議場、2017年9月15日
- 金谷遼、佐藤真行「都市生態系におけるデイスサービス評価」、環境科学会、於 北九州国際会議場、2017年9月15日
- Kuriyama, K., Y. Shoji, and T. Tsuge. The Value of Leisure Time of Weekends and Long Holidays: The Multiple Discrete–Continuous Extreme Value (MDCEV) Choice Model with Triple Constraints, 日本経済学会大会、立命館大学、2017年6月25日

<その他>

平成27年度

- 朝日新聞地方版に取材協力し、「水俣市と九大、地域振興協定」と題する記事が2016年1月27日に掲載された。
- 産経新聞地方版に取材協力し、「九大が水俣市と連携協定」と題する記事が2016年1月26日に掲載された。

平成28年度

- 農林水産政策研究所においてセミナー「生態系サービス評価に関する国内外の動向と展望」を開催した（2016年7月14日）。
- 「週刊エコノミスト」、2016年10月18日号（pp. 50-51）に生態系勘定について掲載された。

4. 平成 29 年度の研究状況状況と成果（詳細）

次ページより詳細を記す。

第1章 SEEA-EEA を中心とした生態系勘定の世界的動向と日本における生態系勘定フレームワークの構築

1.1 平成29年度の成果

1.1.1 生態系勘定表の検討

1.1.1.1 はじめに

欧州委員会（EC）、経済協力開発機構（OECD）、国連（UN）、世界銀行が2013年に共同で作成した『System of Environmental-Economic Accounting 2012 - Experimental Ecosystem Accounting』（『環境経済統合勘定（SEEA）2012－実験的生態系勘定』）は、生態系資産および生態系サービスの体系的な勘定に関する世界初の報告書である。しかしながら、同報告書では具体的な勘定表の作成方法については提示しておらず、また、勘定表の事例も示していない。

これは、SEEA-EEAでは各国がそれぞれの国の事情に合わせて独自に勘定表を作成すべきというスタンスを採っているためである。そのため、日本においてSEEA-EEAをもとに生態系勘定を構築する場合、具体的にどのような勘定表を作成すべきかについて検討する必要がある。平成28年度に、オランダ、スウェーデン、イギリス等、海外の事例及び日本におけるデータ利用可能性を考慮して生態系勘定の検討を行い、日本独自の生態系勘定（生態系資産勘定）のフレームワークを提示した。

本稿では、SEEAとの整合性や使い勝手なども考慮し、平成28年度に試案として作成した生態系資産勘定に対してさらに改良を加え、実際の評価値を計上した成果を報告するとともに、提案した生態系資産勘定の特徴である交換価値、余剰価値双方による評価の導入とそれに付随する課題を議論する。

この後、1.1.2節では、まず平成28年度に提案した生態系資産勘定からどのような修正が加えられたのかを概説する。続いて、1.1.3節では、勘定表への具体的な経済評価額や物量データの数値の計上について解説を加え、数値を計上した生態系資産勘定を提示する。1.1.4節では提示した生態系資産勘定表の政策利用に関して議論し、1.1.5節では生態系資産勘定に残された課題と今後の適用可能性をまとめる。

ここで、本章における用語の定義に関して説明しておく。生態系勘定とは、生態系または生態系サービスに関する様々な物量データや貨幣評価額などを体系的に整理する勘定体系のことを指し、これは生態系に関するストック量を把握する生態系資産勘定と生態系サービスなどのフロー量を把握するフロー勘定の2つに大別される。また、森林や湿地など、具体的な生態系サービスに特化した勘定をそれぞれ森林生態系勘定、湿地生態系勘定、森林資産勘定、湿地資産勘定などと呼ぶ。そして、この生態系勘定の具体的なフレームワークの1つとして、国連等が公表しているものがSEEA-EEAである。したがって、SEEA-EEAは生態系勘定に含まれ、SEEA-EEAの具体的な内容を記述した報告書が『環境経済統合勘定（SEEA）2012－実験的生態系勘定』である。本章では、生態系勘定とSEEA-EEA及びその報告書を明確に区別し、このうち、実験的生態系勘定を「SEEA-EEA」と表し、EUらが公表したSEEA-EEAに関する報告書を「SEEA-EEA報告書」と呼ぶこととする。なお、勘定表とは勘定内で行列形式で表象される具体的な表形式を指すものとする。

1.1.2 生態系資産勘定の修正

1.1.2.1. SEEA-EEA との整合性の確保

平成 28 年度に提示した生態系資産勘定からの大きな課題として、まず挙げられるのが SEEA との整合性が担保されていない点である。生態系勘定の基本フォーマットとしては、国連等が SEEA-EEA を公表しており、各国ともこれに則った生態系勘定の構築を目指している。平成 28 年度に本研究で提示した勘定表は SEEA-EEA との整合性は考慮されておらず、勘定表と言っても、単にデータを表形式で掲示するのみであった。既に SEEA-EEA に準拠することが国際的な流れとなっていることから、日本における生態系資産勘定に関しても、SEE-EEA に準拠することが求められる可能性が高い。そのため、本研究でも平成 28 年度に提示した生態系資産勘定に対して、SEEA-EEA に準拠する形に修正を施すことにした。

修正の大きなポイントは、SEEA-EEA に合わせる形で改めて勘定表の構造を見直したことである。平成 28 年度までの生態系資産勘定では、行項目に都道府県を並べ、列項目に評価される生態系（森林と湿地）の物量または貨幣データを列挙する形に構成されていた。しかしながら、今回、SEEA-EEA で提案されているフレームワークを導入し、資産勘定としての役割を持たせることにして、大幅な修正を施した。具体的には、行項目は SEEA-EEA 報告書 p.134、表 6.1 の行項目からそのまま引用した（表 1.1）。この表 6.1 は生態系資産勘定の基本的な入力項目を指定するものであり、最上行と最下行にそれぞれ期首ストックと期末ストックを、その間に期中変化を記述する形式になっている。期中変化は増加分と減少分に分けられ、それぞれ増減の要因ごとに細分されている。この中で特に注目されるのは、減少分については、壊滅的喪失という項目が設定されていることである。これは生態系が修復不可能または修復に長い期間を要する場合、これらを独立させて数値を計上し、生態系の劣化の程度を明確にすべきという考え方によるものであると考えられ、SEEA-EEA では生態系資産の増加よりも減少に対してより多くの注意が払われていると理解できる。本研究では、これらの SEEA-EEA の項目をそのまま生態系資産勘定の行項目として採用した。

1.1.2.2. 列項目の変更

次に列項目については、基本的に平成 28 年度までの勘定表の項目を踏襲する形としたが、ここでもいくつかの変更を行っている。まず今回生態系として取り上げる森林と湿地で勘定表を完全に分け、森林資産勘定と湿地資産勘定の 2 つを独立させた点である。この大きな理由として、森林と湿地で推計年次が異なることが挙げられる。資産勘定表は原則として期首と期末のストック量と期中の変化量を記述するものであるため、期末と期首の年次は非常に重要な意味を持つ。従来の勘定表は期首と期末をそれぞれ 2000 年頃、2010 年頃といった曖昧に表現しており、実際には期首は森林・湿地ともに 2000 年であるが、期末については、森林が 2012 年、湿地が 2007 年となっていた。仮に従来の勘定表のように生態系ごとに異なる期首と期末を同一の勘定表で示すとなると、生態系ごとに評価期間が異なることになるため、そもそもの勘定表としての役割を果たせない可能性がある。そこで、今回は森林と湿地を別々の勘定表として表現することで、勘定表内の期首と期末が統一されるようにした。さらに、これまで勘定表に計上していた経済評価の原単位は勘定表には計上せず、バックデータとし

ですることとした。これは、行項目を SEEA-EEA に合わせる形で変更し、これら行項目に掲げるでは原単位の数値が計上できなくなったためである。それ以外は、生態系機能別の評価を導入するための列項目として森林、湿地それぞれに具体的な生態系機能の評価額を交換価値と余剰価値双方で計上する項目を追加した。

表 1.1 SEEA-EEA の生態系資産勘定における基本入力

期首ストック
ストック増加
自然的増加
人工的增加
ストック再評価による増加
ストック減少
採取・収穫・伐採による減少
人為的活動による減少
人為的活動による壊滅的喪失
自然現象による壊滅的喪失
ストック再評価による減少
再評価
純変化量
期末ストック

出典：SEEA-EEA報告書p.134 Table6-1を和訳。

1.1.2.3. 修正された生態系資産勘定の構造と特徴

以上の修正を施した森林資産勘定と湿地資産勘定は表 1.2 として示されている。森林資産勘定と湿地資産勘定の行列項目の違いは、列項目の生態系機能の属性が異なるほか、森林資産勘定では物量データとして森林面積と森林蓄積量を計上するのに対し、湿地資産勘定では湿地面積のみとなっている点である。その他の項目については森林資産勘定と湿地資産勘定で同一となっている。列項目としては初めに物量データを計上し、その後、交換価値による評価額、続いて余剰価値による評価額といった形式にし、それぞれの評価額が機能別に按分される。このような勘定体系により、生態系資産、具体的には森林と湿地のデータを整理することができる。なお、評価は都道府県別で行われているので、森林資産勘定表、湿地資産勘定表ともに 47 都道府県版と全国版でそれぞれ合計 48 枚ずつが用意される仕組みである。

表のオレンジ色の部分には物量データとして森林資産勘定では森林面積と森林蓄積量が、湿地資産勘定では湿地面積が計上される。その右側の緑色の部分に経済評価額が計上され、濃い緑色は交換価値による評価額が、薄い緑色の部分には余剰価値による評価額がそれぞれ計上される。それぞれの評価額はまず総額が計上され、その右側に生態系機能別の評価が計上される仕組みである。それぞれの物量データ、評価額は 2 つの年次をそれぞれ期首と期末としてそれぞれの年の値が最上行（行 1）、最下行（行 14）に計上され、下から 2 行目の行 13 にはその期間の変化量・額が計上される。行 12 は期間中に評価に用いた単価が変化した場合に、その変化額を計上する再評価の行であるので、物量データでは、概念的に行 12 に計上する数値が存在しない。

本研究で提示した森林資産勘定と湿地資産勘定の特徴としては、以下の 2 点を挙げることができる。第 1 に経済評価額を交換価値と余剰価値の双方で計上している点である。このような異なる 2 つの方法で経済評価を行った結果を別々に計上するのは、それぞれ数値で利用方法が異なるためである。交

換価値による評価は、SEEA や SNA と整合的であり、実際に取引が行われた金額をベースにした評価であるため、客観性が高く需要側と供給側で一致した値となり、会計原則に則した評価が可能となる。一方で交換価値は実際に市場取引が行われる価値の評価に留まるため、例えば調整サービスや文化サービスの供給といった生態系の公共財的な性質を有するサービスの供給機能は評価できないのである。余剰価値による評価はこの正反対で、市場取引がなされない幅広い生態系の価値を評価できる一方、あくまで需要側が考えている評価額であることから、供給側が考えている評価額とは異なる結果となり、市場取引額をベースとしている SNA などの経済計算体系や会計上の考え方とは相容れないのである。このようにそれぞれの評価方法とその結果は一長一短があり、どちらを用いるかはその使用目的に依存する。また、両者は概念的に足し算や引き算ができる数値ではなく、別々に計上する必要がある。第 2 の特徴として、全国版のみならず都道府県別の勘定表となっている点である。これにより都道府県単位で生態系の状態がどのように変化しているのかを把握することができるほか、特に評価額の減少が大きい県や減少率が高い県を特定することができるといったメリットを有する。各国における生態系勘定の作成動向を見ても、地域レベルの勘定表はあくまで少数の特定地域を事例的に取り上げて作成されることが多く、網羅的に国内全ての地域の生態系勘定を揃えている事例は見当たらない。この点は本研究の生態系勘定の大きな特徴と言える。

表 1.2 森林資産勘定と湿地資産勘定

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

北海道
Forest
2000 to 2007

	Physical value		Exchange value						Monetary value						Surplus value									
	Total	1000m3	Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation	Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation	Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation	
	Hectare	Unit	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY
Opening stock of ecosystem assets	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P								
Addition to stock																								
Regeneration - natural																								
Regeneration - human activity																								
Reclassifications																								
Reduction in stock																								
Reduction due to extraction and harvest of resources																								
Reduction due to ongoing human activity																								
Catastrophic losses due to human activity																								
Catastrophic losses due to natural events																								
Reclassifications																								
Revaluation																								
Net change in stock																								
Closing stock of ecosystem assets																								

---: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

Wetland asset account in Japan
Please select coverage area and years

北海道
Wetland
2000 to 2010

	Physical value		Exchange value						Monetary value						Surplus value								
	Total	Hectare	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries			
	A	Unit	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY		
Opening stock of ecosystem assets	A	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N										
Addition to stock																							
Regeneration - natural																							
Regeneration - human activity																							
Reclassifications																							
Reduction in stock																							
Reduction due to extraction and harvest of resources																							
Reduction due to ongoing human activity																							
Catastrophic losses due to human activity																							
Catastrophic losses due to natural events																							
Reclassifications																							
Revaluation																							
Net change in stock																							
Closing stock of ecosystem assets																							

---: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

1.1.3 交換価値と余剰価値による評価

1.1.3.1. 本研究における交換価値評価と余剰価値評価の定義

はじめに、本研究における交換価値による評価、余剰価値による評価の定義を明確にしておく。生態系サービスもしくは生態系の機能の評価の方法は(1)実際に市場で取引されている生態系サービスを交換価値で評価する方法、(2)市場で取引されていない生態系サービスを、市場で取引されている別の財の交換価値で評価する方法、(3)CVM やコンジョイント分析などにより余剰価値で評価する方法の3つに大きく分けられる。本研究では(1)のみを交換価値による評価として、残りの2つは交換価値では評価できない価値と定義している。これは、厳密な意味での交換価値による評価のみを交換価値評価とするためであり、本研究で採用した交換価値の評価法である資源レント法との概念と整合させるためである。資源レントとは、直接的に生態系サービスに関連する財・サービスの市場における営業余剰から生態系関連資本への全支出を控除したものであり、これを用いて生態系を経済評価する方法が資源レント法である。Edens and Graveland (2014)は資源レントの計算式を以下のように定義しており、この値は財・サービスの生産における生態系サービスの貢献部分と考えられる。

$$RR = GOS - (Se - Te) - UC$$

$$GOS = Y - IC - W - Tp$$

RR : 資源レント、*GOS* 粗営業余剰、*Y* : 生産額、*IC* : 中間消費、

W : 賃金・年金、*Tp* : 生産に関する税金、*Se* : 採取に関する補助金、

Te : 採取に関する税金、*UC* : 資本のユーザー価値

この資源レント法を用いた評価では、直接的に生態系サービスに関連する財・サービスのみが評価可能となる。海外において資源レント法で評価が行われている事例を見ても、例えば Remme et al.(2015)では、オランダのリンブルグ地方の生態系サービスの価値を評価の中で資源レント法を採用しているが、その評価対象は作物生産、牧草生産、自然ツーリズムといった実際に市場が確立しているサービスに限定されている。このことから、本研究では(1)を交換価値による評価と定義する。

1.1.3.2. 交換価値と余剰価値の概念整理

1.1.2.3 節では、本研究で提示した生態系資産勘定の特徴として、交換価値と余剰価値による経済評価額を併記する形であることを挙げたが、交換価値と余剰価値とは概念的に大きく異なるものである。余剰価値とは、需要者がある財・サービスに対して「どのくらいの金額を支払っても良いか」によって評価される価値であり、一方の交換価値とは需要者と供給者が交渉などを行った結果、両者が合意に至って実際に取引が行われた際の取引額を価値とするものである。例えば、ある人は電車に乗ることで1000円の価値があったと考えても、実際の運賃が200円であれば200円分が取引として計上され、このとき交換価値は200円、そして余剰価値は1000円となる。この場合、1000円という評価額は電車に乗る人(鉄道サービスの需要者)が独断で決めた評価額であるのに対し、200円という運賃は需要者の評価だけでなく、鉄道サービスを供給するのに必要な費用、つまり供給側の評価も考慮して決められる。このように、交換価値は需要者が支払っても良いと考える金額だけでなく、供給者が

受け取りたいと考える金額も考慮されているため、余剰価値よりも交換価値のほうが低くなるのが一般的である。これを基礎的な需要曲線と供給曲線を用いた図の中で示すと図 1.1 のとおりである。需要曲線 D と供給曲線 S があり、均衡価格と均衡取引量がそれぞれ P^* 、 Q^* で決定されているとする。この場合、オレンジ色の四角形が交換価値となり、その面積は $P^* \times Q^*$ となる。一方で、需要者が支払っても良いと考える価格はオレンジ色の四角形と青い三角形を合わせた台形部分となる。この結果、余剰価値による評価額のほうが交換価値による評価額よりも必然的に大きくなることになる。

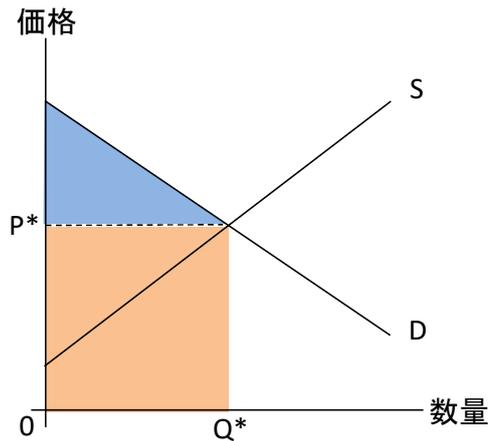


図 1.1 交換価値と剰余価値の概念図

交換価値と剰余価値のもう 1 つの大きな相違点は、交換価値は需要者と供給者の双方が合意した上で行った取引額であることから、ある財に対する需要側と供給側の評価額は一致するのに対して、剰余価値ではそれが一致しない点である。前述の例の通り、鉄道利用者（需要者）が 1000 円の価値ありと評価しても、鉄道会社（供給側）では 1 人を電車に乗せるための追加的費用（限界費用）はこれよりもはるかに小さいはずであり、剰余価値での評価額は供給側と需要側で一致しない。この不一致は貸方と借方で数値の整合性を確保する会計処理上では大きな問題となり、会計上では取扱いができないため、SNA をはじめとする経済計算体系では交換価値による評価額が用いられているのである。

1.1.3.3. 交換価値で測れる価値、剰余価値でしか測れない価値

上記の交換価値と剰余価値の概念を生態系の評価に当てはめると、交換価値では生態系がさまざまな生態系サービスを提供する機能のうち、実際に市場取引されるサービスのみが評価可能である。例えば、森林の木材供給機能や湿地の内水面漁業といった主に供給サービスに該当する部分は、実際にその財・サービスが市場で取引されていれば交換価値でも評価可能である。一方で水質浄化や気候緩和といった調整サービスやレクリエーションといった文化サービスについては、生態系サービスが直接的に市場で取引されていないため、これらの生態系サービスを提供する機能を交換価値で評価するのは困難である。このため、これら交換価値では評価できない機能の評価を行うために剰余価値による評価が必要となるのである。前述のとおり、剰余価値では、実際の市場での取引の有無にかかわらず、生態系サービスを必要とする需要者が生態系の機能にどのくらいの価値を見いだしているかによって評価するものであるため、評価できる範囲は交換価値よりも大きくなる。特に生態系サービスにつ

いては、市場で取引されている供給サービスよりも、市場で取引されず公共財的な性質を有する調整サービスや文化サービスの重要性とその価値評価（可視化）が求められており、その意味では余剰価値による評価が不可欠と言える。一方で、企業行動や意思決定の中に生態系の価値を組み込むといった主流化のためには、これまでの企業会計の原則に則して評価を行う必要があり、こちらの観点からは交換価値による評価が求められるのである。このように、それぞれの評価方法にはそれぞれに長所・短所があり、両者は補完関係にある。そのため、本研究で提示した生態系資産勘定でも両方の手法による評価を併記する形とした。

1.1.3.4. 環境勘定の専門家の間での議論

ここでは、交換価値と余剰価値の概念及び生態系勘定を含む環境勘定全般への組み込みに関する国際的な議論の動向を整理しておく。環境勘定の技術的な部分に関する国際的な議論は、ロンドングループ会合と呼ばれる環境勘定の専門家が集まる国際会合において行われており、生態系の経済評価に関する議論もこの中で行われている。2017年のロンドングループ会合は第23回目の会合となり、2017年の10月にコスタリカの首都サンホセにて開催された。今回のロンドングループ会合ではスウェーデン統計局のステインバッハ氏が議長を勤め、コスタリカ、ガテマラ、ブラジル、メキシコ等中南米諸国の他、欧州やアメリカ、カナダ等からおおよそ50人の参加者があった。アジア諸国からは日本の他、韓国、中国、インドネシアの各国が参加していた。

会合2日目のセッションで生態系勘定に関する議論が行われ、3日半の会議日程のうち1日半がこのセッションに費やされた。冒頭、座長のロッキー・ハリス氏が各国での生態系勘定構築に関する取組動向について説明した後、各国の事例紹介があり、本研究のメンバーが日本の事例として、本研究で構築した森林資産勘定と湿地資産勘定とその評価額の推計結果について報告した。その際、交換価値と余剰価値の2つの方法による評価について、2つの評価方法に概念上の大きな違いがあるとは言え、結果に1万倍以上の差が生じるのはどうなのか、という点を論点として提示した。これに対する参加者からの反応としては、(1)余剰価値は交換価値も含めた全てを包含しているので、必然的に大きくなるのではないかと、(2)0円と回答した人の割合を受益者から除いて考えるべきではないかと、という2つの意見が出された。

なお、近年のSEEA-EEA構築に関する国際的な動向としては、SEEA-EEAの構築を進めている各国も未だ物量データの収集や一部地域での経済評価を行っているところが多く、本研究のように全国レベルで経済評価、しかも交換価値と余剰価値の双方を行っている事例は見られない。特に経済評価に関しては、各国の中ではイギリスが最も進んでいるものの、現時点でトラベルコスト法によるレクリエーションの価値評価に留まっており、本研究のように各機能を網羅的に評価するものではない。このようなことから、経済評価の議論は未だ本格的に始まっていない状況で、本研究の成果の報告はそのような中で行われたことから、出席者からは交換価値と余剰価値に関する議論も今後どの国も直面する可能性のある課題として注目されたという印象であった。

1.1.4 生態系資産勘定の政策利用

オランダ・ワーヘニンゲン大のハイン教授は、生態系勘定の用途として、(1)指標推計、(2)重点的対策地域の特定、(3)政策影響評価、(4)モニタリング、(5)ホットスポットの特定の5つを挙げている。こ

これらの政策利用方法のうち、本研究で提案した生態系勘定表を用いることで、まず都道府県単位での生態系資産や生態系サービスの経済的価値の分布を把握することができる。すなわち、生態系サービスの価値を勘定形式に記載することで、どの都道府県でどのような生態系サービスの価値が高いのかがより明示的になり、かつ都道府県間での比較が容易になる。これは政策における基礎情報を提供することができる、ハイン氏が指摘する 5 つの用途の基礎的部分をなす役割とも言える。

さらに具体的には、(1)指標推計、(3)政策影響評価、(4)モニタリングを行うことができる。本研究によって提供される勘定表への数値の導入は第 4 章によって行われるが、その結果を先どって図 1.2 に示される北海道の湿地資産勘定をみると、北海道の湿地面積は 2000 年から 2010 年の 10 年間で約 5700 ha 減少していることが示されている (列 A 参照)。それを反映して湿地の経済評価額も 1600 兆円から 1460 兆円へとほぼ 140 兆円近く減少している (列 I 参照)。しかしこの評価額の減少は単価の低下によるところもあり、その再評価による価値の減少分が 95 兆円となっている (行 13 列 I 参照)。このような分析が各都道府県でできるので、それぞれの県ごとにどのような要因で湿地の評価額が減少しているのかを特定することができ、都道府県ごとの湿地管理に有益な情報を提供することができ、これは(4)のモニタリングへの利用と言える。

Wetland asset account in Japan
Please select coverage area and years

北海道
Wetland
2000-2010

	Physical value	Surplus value												
		Total	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries						
									Unit					
									Hectare	Bil. JPY				
A	I	J	K	L	M	N								
Opening stock of ecosystem assets	1	186,182	1,600,548	381,465	371,717	466,375	226,670	154,322						
Addition to stock	2													
Regeneration - natural	3													
Regeneration - human activity	4													
Reclassifications	5													
Reduction in stock	6													
Reduction due to extraction and harvest of resources	7													
Reduction due to ongoing human activity	8													
Catastrophic losses due to human activity	9													
Catastrophic losses due to natural events	10													
Reclassifications	11													
Revaluation	12	--	-95,033	-22,650	-22,071	-27,691	-13,459	-9,163						
Net change in stock	13	-5,765	-141,648	-33,760	-32,897	-41,274	-20,060	-13,657						
Closing stock of ecosystem assets	14	180,417	1,458,900	347,705	338,820	425,101	206,609	140,664						

--: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

図 1.2 湿地資産勘定表 (北海道)

また、(1)指標推計の例としては、各都道府県の湿地の評価額/県内 GDP などを推計することができる。表 1.3 には各都道府県における湿地評価額の変化とそれが県内 GDP に占める割合を示している。これを見ると、2000 年から 2010 年の 10 年間に全国では GDP の 1.41 倍の価値が失われている。さらに都道府県別で見ると、都道府県ごとに大きな差があり、北海道では GDP の 8 倍近い価値が失われたことになる。このように生態系の喪失をその価値の減少分で表すことにより、生態系の可視化を行うことができ、これまでの面積などの物量による湿地減少の示し方とは異なった側面からの情報を提供することができる。

表 1.3 各都道府県の湿地の価値変化と県内 GDP

	湿地面積変化 (2000-2010)	湿地価値変 化 (2000-2010)	県内GDP (2012年)	GDPに占める価値 変化額の割合
	ha	億円	億円	比率
0 全国	-100,311	-7,048,416	5,001,582	-1.41
1 北海道	-5,765	-1,416,480	181,241	-7.82
2 青森県	-412	-27,946	44,722	-0.62
3 岩手県	-1,353	-38,058	43,812	-0.87
4 宮城県	-324	-54,413	83,564	-0.65
5 秋田県	1,045	-6,350	35,017	-0.18
6 山形県	-2,267	-47,932	36,896	-1.30
7 福島県	-5,415	-211,884	68,070	-3.11
8 茨城県	-2,925	-222,273	116,420	-1.91
9 栃木県	-2,289	-106,452	77,379	-1.38
10 群馬県	-1,775	-72,149	75,637	-0.95
11 埼玉県	-4,503	-601,988	203,740	-2.95
12 千葉県	-4,416	-531,476	191,323	-2.78
13 東京都	218	-66,990	919,089	-0.07
14 神奈川県	-1,000	-204,645	302,578	-0.68
15 新潟県	-4,337	-188,472	86,874	-2.17
16 富山県	-4,570	-81,316	43,840	-1.85
17 石川県	-2,208	-45,479	44,265	-1.03
18 福井県	-1,569	-20,099	30,898	-0.65
19 山梨県	-2,934	-44,722	31,383	-1.43
20 長野県	-4,736	-174,385	76,863	-2.27
21 岐阜県	-2,226	-101,154	71,362	-1.42
22 静岡県	-6,340	-436,627	154,853	-2.82
23 愛知県	-6,147	-833,283	343,592	-2.43
24 三重県	-4,596	-148,471	73,483	-2.02
25 滋賀県	-3,186	-90,356	57,695	-1.57
26 京都府	-1,262	-58,984	98,470	-0.60
27 大阪府	-606	-147,639	368,430	-0.40
28 兵庫県	-2,803	-329,322	182,732	-1.80
29 奈良県	-3,091	-72,643	34,992	-2.08
30 和歌山県	-2,478	-41,472	35,727	-1.16
31 鳥取県	-347	-6,121	17,482	-0.35
32 島根県	-6	-11,054	23,420	-0.47
33 岡山県	-2,086	-82,514	70,646	-1.17
34 広島県	-818	-52,456	108,536	-0.48
35 山口県	-528	-15,842	56,930	-0.28
36 徳島県	-1,667	-27,317	28,389	-0.96
37 香川県	-829	-15,503	37,635	-0.41
38 愛媛県	-640	-19,746	47,161	-0.42
39 高知県	-1,371	-22,607	21,604	-1.05
40 福岡県	-2,095	-202,903	179,122	-1.13
41 佐賀県	401	1,400	26,445	0.05
42 長崎県	-331	-7,218	44,034	-0.16
43 熊本県	-2,130	-64,876	56,395	-1.15
44 大分県	-1,272	-29,634	41,988	-0.71
45 宮崎県	-1,500	-34,349	35,310	-0.97
46 鹿児島県	-1,560	-44,529	53,472	-0.83
47 沖縄県	738	10,310	38,066	0.27

さらに、(3)の政策影響評価への勘定表の利用としては、例えば、何らかの湿地保全の対策により湿

地面積が増加した場合、これは湿地資産勘定表の中に面積増加として計上され、その変化分が上記の指標などに現れる。このことにより、湿地保全対策がどのくらいの価値を保全することができたのか、また GDP に対する比率をどのくらい改善させることができたのかを明らかにすることで、その対策の効果をより明確に示すことができる。

1.1.5 生態系勘定の今後の課題と適用可能性の拡大

以上、説明してきた生態資産勘定であるが、いくつかの限界もあり、今後の課題として残されている。第 1 に、本研究で構築した生態系勘定でも全てのセルに数値が計上できていない点である。上記図 1.2 に示されるとおり、生態系資産勘定では森林や湿地の量的・価値的变化の要因を資産の増加と減少、さらには人的・自然的要因に分解して計上される。しかしながら、本研究の生態系資産勘定では、データ制約上、変化の要因についての解明はできていない。第 2 に、全ての生態系勘定が未だ揃っていないことである。SEEA-EEA 報告書によると、生態系勘定には本研究で構築した資産勘定の他に、生態系に関するフローを把握するフロー勘定などもある。これら生態系勘定において生態系に関するフローを把握することができれば、生態系勘定をより詳細な分析や政策利用にも活用することができる。ただし、これらの限界を克服するためには、より詳細なデータを収集する必要があり、統計データからの分析のみでは対応できず、例えば森林簿や航空写真などを利用し、地理情報システム (GIS) などを用いた分析が必要となる。この点については本研究で残された今後の課題である。

これらの課題に取り組むことで、生態系勘定の適用可能性も広がり、例えば地域レベルではモニタリングやホットスポットの特定にも利用できるほか、国レベルでは持続可能な開発目標 (SDGs) に対する具体的な指標を新たに設定することもできる。具体的には、我が国の SDGs 実施方針 (外務省、2016) を見ると、生態系関連の目標として、生物多様性保全などが挙げられており、この達成度の評価尺度としていくつかの指標が提示されているが、これらはどれも保全地域面積や絶滅危惧種数など物量データを中心とするもので、社会経済的な指標は皆無である。ここに新たな目標やその評価尺度として、生態系勘定から得られた指標を組み込むこともできると考える。

1.1.6 まとめ

本稿では、SEEA との整合性や使い勝手なども考慮も考慮し平成 27 年度に試案した生態系資産勘定に対してさらに改良を加え、実際の評価値を計上した成果を報告するとともに、提案した生態系資産勘定の特徴である交換価値、余剰価値双方による評価の導入とそれに付随する課題を議論してきた。

昨年度提案した生態系資産勘定は計上すべきデータからそのフレームワークを構築してきたが、今年度はそれを SEEA-EEA にも準拠する形に修正して国際的にも通用する形に修正した。さらに森林と湿地を対象に、生態系資産勘定に具体的な数値を計上し、それがどのような政策に利用可能かを検討してきた。湿地資産勘定の事例では、1つの指標として、県内 GDP に占める湿地の評価額減少分という指標を掲げ、これを用いた評価では、2000 年から 2010 年にかけて全国で GDP の約 1.4 倍の湿地の価値が失われたことを明らかにした。このような指標を推計することで、失われる湿地の価値を可視化することができる。

本研究で提示した生態系資産勘定は生態系勘定全体の一部であり、さらに生態系に関するフローを把握するための勘定表を構築することで、より多くの情報を提供することができ、その適用可能性も

拡大する。生態系勘定全体の整備については今後の課題としたい。

1.2 3年間の研究を通じて得られた成果

1.2.1 実験的生態系勘定（SEEA-EEA）について

欧州委員会（EC）、経済協力開発機構（OECD）、国連（UN）、世界銀行が2013年に共同で作成した SEEA-EEA 報告書は、生態系資産および生態系サービスの体系的な勘定に関する世界初の報告書である。本編は以下の6章から構成されている。

1. はじめに
2. 生態系勘定の原則
3. 物量単位での生態系サービスの勘定
4. 物量単位での生態系資産の勘定
5. 生態系サービスと生態系資産の価値評価に関するアプローチ
6. 貨幣単位での生態系の勘定

SEEA-EEA 報告書では、「生態系資産」と「生態系サービス」について「物量」と「貨幣」の双方で勘定を作成していくことが目指されている。ここでは、同文書の第1章を除く各章について詳細にレビューを行い、その技術的な課題など、我が国で生態系勘定を作成する上で重要な事項を整理していく。以下、「生態系勘定の概念枠組と基本単位」、「生態系資産」、「生態系サービス」、「生態系勘定の作成に関する課題」としてまとめる。

なお、SEEA-EEA は2012年に国連で採択された SEEA セントラル・フレームワーク（SEEA-CF）と密接な関係を持つ。SEEA-CF は、①環境と経済の間の物理的フロー、②環境資産のストックとその変化、③環境に関連する経済活動と取引の3つの測定領域から構成されるが、SEEA-EEA はさらに以下のような新たな視点を追加する。

- 物理的・貨幣的に測定するフローの種類を拡大させる。SEEA-CF の焦点は環境から経済への投入と経済から環境への残差のフローであり、これらの多くは生態系勘定においても物理的フローの一部として含まれているが、さらに調整サービスや文化サービスの測定にまで対象を拡大する。
- 環境資産を SEEA-CF とは異なる視点で捉える。SEEA-CF で注目する環境資産は個別の資源（木材、水、鉱物、土地など）であるが、SEEA-EEA では環境資産を生態系の観点から捉え、個別の資源も含む種々の要素が機能単位として働いている状態を考える。SEEA-CF の観点からは、海水の量や大気量などは意味をなさないため、海洋や大気圏を測定対象から除外するが、生態系勘定ではこれを含む。
- 生態系サービス市場の創設など、生態系の管理に関する近年の経済手法を扱うための適切な勘定についても議論する。ただし、SEEA-CF は生態系の保護や復元を含むすべての環境に関する経済活動をスコープとして持つため、基本的には SEEA-EEA において追加的なスコープの

対象となる取引はない。

1.2.1.1 SEEA-EEA の概念枠組と基本単位

(1) SEEA-EEA の概念枠組

SEEA-EEA の概念枠組で重要な視点は、ストックとフローとの関係である (図 1.3)。まず、生態系勘定はストックとして「生態系資産」を定義する。これは、土地被覆や生物多様性、土壌、標高、気候など、生態系の働きや場所を表す空間領域であるとされる。生態系資産には、生態系内および生態系間で物質等を移動・交換させる生態学的なプロセスが内在している。このような生態系の特徴と生態系プロセスから生じるフローのうち、経済活動やその他の活動を通して人々が利用するものが「生態系サービス」と定義される。生態系サービスには、木材資源など環境から経済への投入のフローや、排出や廃棄物など経済活動からの環境へのフローが含まれる。

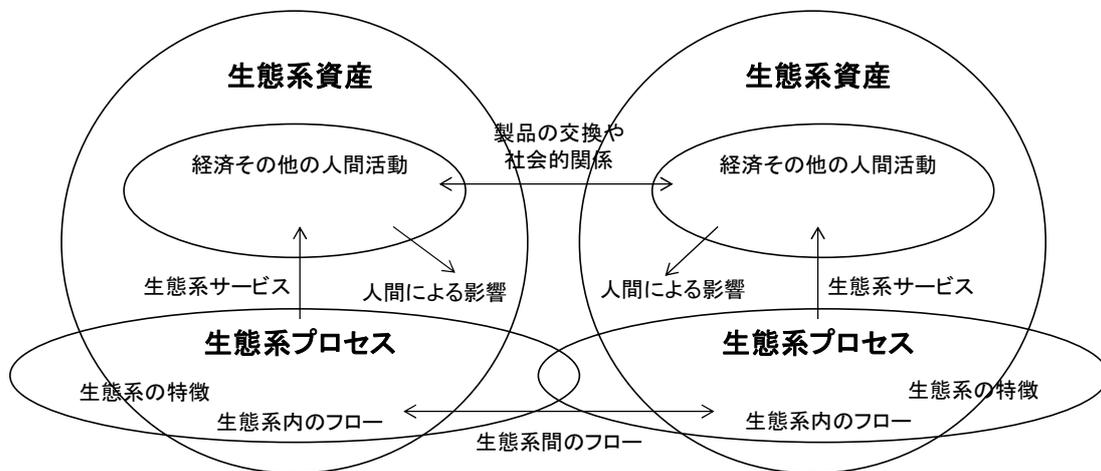


図 1.3 生態系ストックとフローの基本モデル

ここで、SEEA-EEA のスコープが述べられており、SEEA-EEA では以下の 2 つに注目するとされる。

1. 生態系と人間活動との関係の理解を深めるための生態系サービスのフロー
2. 将来的に生態系サービスを生み出す能力の変化の理解を深めるための生態系資産のストックとその変化

これはすなわち、生態系プロセス自体や生態系内および生態系間でのフローの変化については明示的には扱わないということの意味する。それは、これらが直接的には人々の便益とならないからであるが、一方でこのような生態系プロセスは生態系サービスを生成するための機能やレジリエンスを支えるものであるため、生態系資産において考慮することが必要となる。

(2) SEEA-EEA の統計単位

統計単位とは、どのような情報が模索され、どのような統計が最終的にまとめられるかということの基準である。生態系勘定の統計単位は空間領域であり、これらについて情報が収集され、統計が作成される。データを収集、統合、分析するために用いられる異なるスケールと手法を調整するため、生態系勘定では以下の 3 つの単位を提案する（図 1.4）。

- 基本的空間単位（BSU）：小さな空間領域。たとえば 1km² のメッシュや土地台帳に示された土地の一区画など。設定された BSU には、土地被覆に関する情報に加え、土壌や標高、気候、生息種とその豊富さなど生態系の特徴を追加する。土地所有者など経済単位に関する情報も、可能であれば各 BSU に帰属されるべきである。
- 土地被覆・生態系機能単位（LCEU）：土地被覆、水資源、気候、標高、土壌などに基づいて分類されるいわゆる生態系。LCEU は BSU に分解され得るし、また BSU は LCEU を形成するように集約され得る。
- 生態系勘定単位（EAU）：将来に亘り変化を理解し、管理していきたい比較的大きな領域。その設定範囲は分析目的に拠るため、行政界や環境管理領域、流域などの自然特性を考慮するべきである。

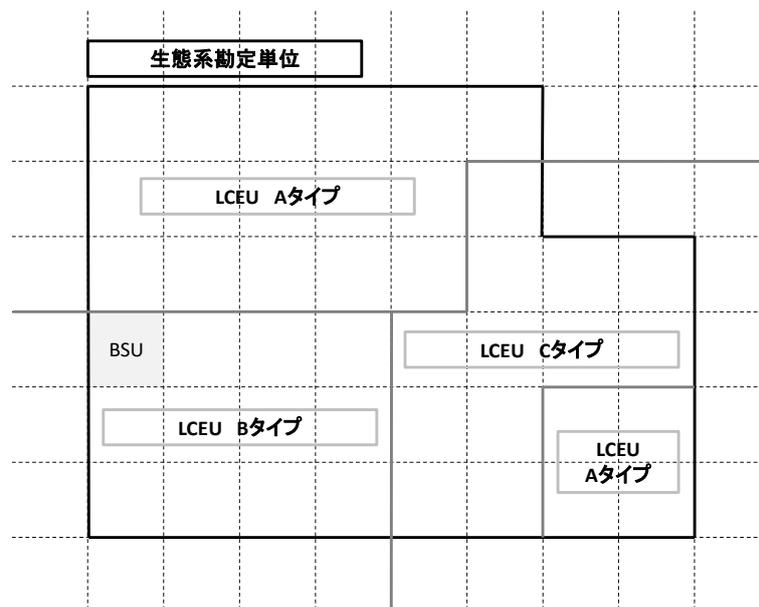


図 1.4 生態系勘定の統計単位

空間単位と経済単位と連携は重要な課題となる。理想的には、単に BSU に経済情報を追加するというだけでなく、むしろ BSU や LCEU の設定プロセスにおいて、土地利用や土地所有権などの経済情報を活用すべきである。このような空間経済情報を付加することで、生態系サービスの供給者や受益者に関する空間的關係を理解することの一助となる。

国家レベルで生態系の勘定を作成する際には、地理的なスコープを明確にすることが必要である。海域までスコープを広げる場合には、排他的経済水域（EEZ）まで拡大することが妥当であろう。ま

た、大気圏の境界は、生態系勘定で用いられる陸域と海域の境界に一致すべきである。

1.2.1.2 生態系資産

(1) 生態系資産の概要

生態系資産は生態系の「状態」と「規模」という視点から考えられる。生態系の状態は生態系資産の特徴の量的・質的側面に関連するものであり、たとえば水、土、炭素、植生、生物多様性などがその指標として考えられる。一方、生態系の規模は一般的に地表面積で測定されるものであり、生態系資産の中に異なる土地被覆がある場合には生態系の範囲は異なるタイプの土地被覆の割合を反映したものとなる。

また、生態系資産は生態系サービスを生み出す「能力」という視点からも捉えられる。すなわち、生態系資産は将来的な生態系サービスの期待フローを示唆する。たとえば、現在の森林蓄積はそれ自体が将来的な木材資源となり得るし、さらに成長により新たな木材資源を生み出すことができる。ここで重要な視点は資源採取と再生産の速度であり、将来の期待フローを考える際には現在の利用パターンが将来も続くなどの仮定が必要となる。

総じて、生態系の状態と規模、そして能力の間には非線形であり、さらに時間とともに変化する。たとえば、生態系は現在の状態を保つように一定の回復力を内在しているが、攪乱がある閾値を超えた場合にはレジームシフトを起こし、異なる状態へと移行するということがある。この複雑性のために、生態系の状態および範囲と将来の生態系サービスの期待フローの間には関係の理解は未だ不完全であり、生態系勘定において片方の観点だけで生態系資産の包括的な評価ができると言えない以上、これら2つの視点を統合するように研究を進めていくことが必要となる。

(2) 生態系資産の物量勘定

生態系資産表では、生態系の状態と規模(表 1.4)、そして将来的な「生態系サービスの期待フロー」について扱う(表 1.5)。生態系の状態の測定については、まず、植生や生物多様性、土壌、水、炭素などの主要な特徴と、それを表す指標を選ぶ必要がある¹。具体的な測定項目としては、葉面積指数(LAI)、種の豊富さ、土壌肥沃度、河川流量、一次生産量などが考えられるが、ひとつの特徴や指標を以て生態系資産だとすることはできない。生態系の範囲については、LCEU 毎の面積とともに、その生態系の位置や連続性についても測定できることが望ましい。

¹ これはあくまでも一例であり、理想的には生態系の機能やレジリエンス、統合性に影響を与えるような要素についても含めるとよい。

表 1.4 生態系の状態と範囲の測定

	生態系の範囲	生態系の状態の特徴				
		植生	生物多様性	土	水	炭素
	面積 (割合)	指標 (LAI、バイオマス指数)	指標 (種の豊富さ、相対的豊富度)	指標 (土壌の肥沃度、土壌炭素、土壌水分)	指標 (河川流量、水質、魚種)	指標 (純炭素バランス、一次生産)
森林被覆						
農地						
都市						
開放湿地						

表 1.5 生態系サービスの期待フロー

生態系サービスのタイプ	LCEU タイプ				
	森林被覆	農地*	都市	開放湿地	...
供給サービス					
調整サービス					
文化サービス					

将来的な生態系サービスの期待フローについても構造は同様であり、LCEU 毎にそれぞれのサービスを測定することが求められる。上述のように期待フローについては現在の利用パターンが重要な役割を果たし、現在の利用が生態系の持続的な生産能力を上回る場合には、完全に利用し切るまでの年数を想定して期待フローを算定する必要がある。一方、持続的な利用がなされている場合には、将来の期待フローが無限大となるため、標準的な資産の耐用年数（たとえば 25 年間など）を用いて算定するか、または、年間あたりの期待フローとして算定することとなる²。

生態系勘定のひとつの目的は変化を把握することであり、生態系の状態や規模の変化を捉えるために参照点を設定する必要がある。設定方法には 2 つのアプローチがあり、ひとつは勘定期間の期首を用いること（表 1.6）、もうひとつは人間の介入以前の状態や規模を用いることである。このような参照点を設定することで、多様性の高低に関わらず、その生態系の状態を評価できる³。ただし、生態系には崩壊をもたらす閾値があり、とりわけ人為的な影響が強い地域では、このような変化ではなく現在の状態のほうが重要であることもある。

² このように将来の利用パターンを用いることで、生態系勘定をシナリオ分析に応用することもできる。

³ たとえば、熱帯林とツンドラを比較し、多様性が高い熱帯林のほうが状態がよいという評価にならないようにしようとするものである。

表 1.6 生態系の状態の変化

		生態系の状態の特徴				
		植生	生物多様性	土	水	炭素
		指標 (LAI、バイオマス指数)	指標 (種の豊富さ、相対的豊富度)	指標 (土壌の肥沃度、土壌炭素、土壌水分)	指標 (河川流量、水質、魚種)	指標 (純炭素バランス、一次生産)
期首の状態						
状態の向上						
	自然再生による向上					
	人間活動による向上					
状態の劣化						
	資源採取による劣化					
	人間活動による劣化					
	人間活動による壊滅的損失					
	自然災害による壊滅的損失					
期末の状態						

生態系の多様性や不均一性を考えると、生態系資産勘定は GIS ベースで作成する必要がある。これには、SEEA-CF の基礎資源勘定としての土地勘定や炭素勘定、水資源勘定、土壌・栄養勘定、森林勘定、生物多様性勘定が有用な役割を果たす。これらは期首と期末のストックとその変化に関する情報を有している。ただし、これらの基礎資源勘定は飽くまで生態系の特徴を評価するための一部として考えられるべきである。

(3) 生態系資産の貨幣勘定

多様なサービスを提供し、自己復元機能を持つ生態系に対し、建築物や機械などの資産評価のために開発された手法は適切ではないであろう。このような観測可能な資産価格がない場合には、次のどちらかのアプローチを用いて価格の推定を行う。ひとつは既存の資産価値が新たな資産の入手価格と同等とみなす再調達原価アプローチであり、もうひとつは将来の資産から得られる便益を評価に用いる現在価値アプローチである。現在価値アプローチでは、将来の生態系サービスの期待フローを価値評価し、割り引いたものを合算することで生態系資産の価値を評価する。ここでの課題としては、将来の利用パターンの想定や生態系資産と生態系サービスとの関係の明確化、割引率の設定などが挙げられる。

1.2.1.3 生態系サービス

(1) 生態系サービスの概要

上述のように、SEEA-EEA では生態系サービスは経済その他の人間活動で使用される便益に対する生態系の貢献と定義され、生態系プロセスに関連する生態系内および生態系間でのフローは除外される。便益については、SNA における測定との一貫性を保つために、以下のような「SNA 便益」と「非 SNA 便益」に区別して考えられる。

- SNA 便益：食料や水、住居、レクリエーションなど経済主体により生産された製品やサービスから得られる便益。自家作物や水汲みなどの自家消費のために生産された財も含まれるが、食事の準備や子供の養育など自家消費のためのサービスについては除外される。また、生態系サービスが「貢献」として定義されることは、生態系サービスが便益の提供のために投入されたものの一部であることを示している。たとえば、作物という便益は、生態系による花粉媒介や土壌からの栄養供給と労働力やインフラなどの人的投入の組合せによる共同生産であると考えられ、SNA 便益に含まれる⁴ (図 1.5)。この点で、生産方法の変化は生態系勘定のひとつの重要な視点である。

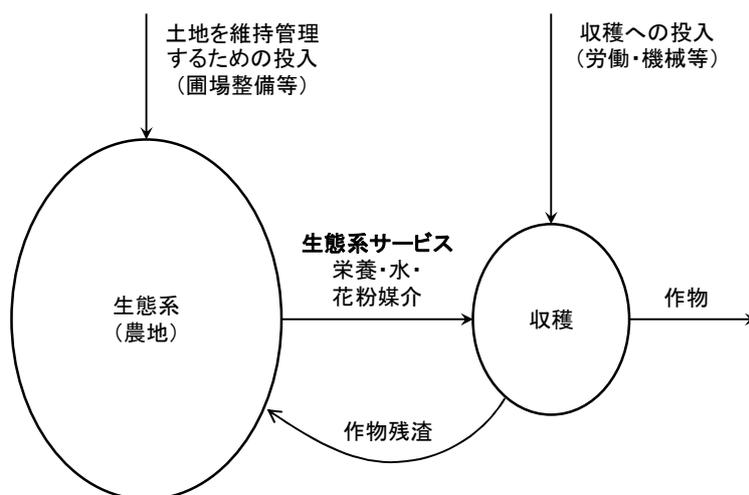


図 1.5 - 作物生産の模式図

- 非 SNA 便益：経済主体により生産されていないが、きれいな空気など個人に帰属する便益。その生産に人的投入がなされることはあまりなく、それゆえ生態系サービスとそれに関連する便益は、事実上、等しくなる（たとえば樹木やその他の植物による空気の浄化という生態系サービスが提供するきれいな空気の便益など）(図 1.6)。慣例により、SEEA-EEA の目的に対する非 SNA 便益の測定対象は、人間の福利に直接的に関係のある生態系サービスのフローに限られる。

⁴ このアプローチは、従来のミレニアム生態系評価 (MA) や生物多様性と TEEB で採用されてきたような生産物そのものを生態系サービスと捉えるアプローチとは異なる。

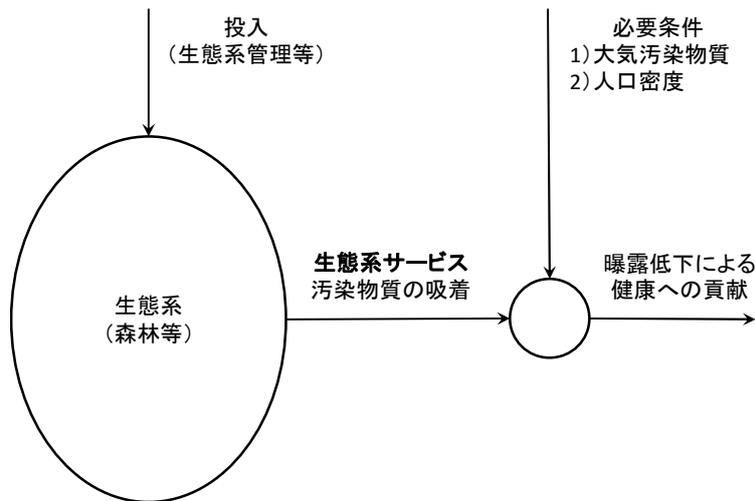


図 1.6 大気浄化の模式図

生態系サービスは環境からの完全なフロー群を表すものではない。生態系サービスに含まれない環境フローは「非生物的サービス」として捉えられ、太陽エネルギーや鉱物資源、風や波の動き、さらに空間などがこれに含まれる（図 1.7）。また、生態系サービスには害虫や病気などのいわゆるディスサービスは明示的には含まれない⁵。これらは供給サービスのフローの減少などとしてある程度は反映されるであろう。

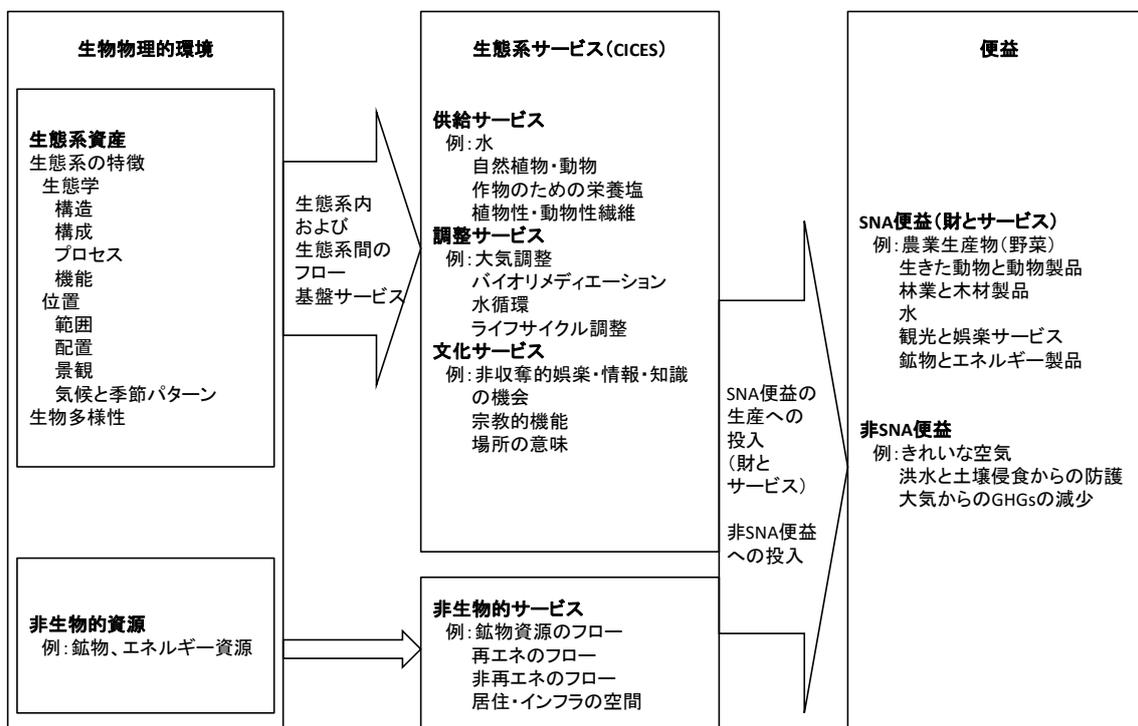


図 1.7 生態系サービスと環境フロー

⁵ これらのディスサービスにより恩恵を受けている産業があることも忘れてはならない（たとえば殺虫剤の生産者など）。

定義上、受益者のいない生態系サービスというものはあり得ない。そのため、受益者の位置を把握するように努める必要がある。これは、人口の増加が生態系サービスの量に与える影響を測定するためにも欠かせないものである。ただし、生態系サービスの受益者は必ずしも生産地と同じ場所にいるとは限らないため（たとえば上流域の生態系サービスの恩恵を受ける下流域の都市住民）、生態系勘定では生態系サービスの生産地と利用地を区別し、異なる地域での交換については輸出入として記録しておくことが有用であると考えられる。

生態系サービスは相互に関連していることも言及しておく必要がある。生態系サービスは並行して生み出され、他の生態系サービスにより高められる可能性がある一方、他のサービスと競合する可能性もある。たとえば、木材の供給サービスと空気の浄化の調整サービスは森林生態系内で競合する一方、空気の浄化と炭素の固定は並行して行われる。

(2) 生態系サービスの物量勘定

生態系サービスの物量勘定の目的は、サービスのタイプ毎、生態系資産毎、経済主体毎に生態系サービスのフローの情報を整理することである。その第一段階として、LCEU 毎に情報を整理することが最も有用であろう（表 1.7）。これは生態系サービスがひとつの BSU より大きな空間領域においても生み出される傾向があるためである。なお、生態系サービスは LCEU やその利用パターンに応じて異なり、同一の物量単位を用いて測定されているわけではないため、生態系サービスの合計は示されない。

表 1.7 生態系サービスの物理的フロー

生態系サービスのタイプ	LCEU タイプ				
	森林被覆	農地	都市	開放湿地	...
供給サービス	木材 (t)	小麦 (t)			
調整サービス	CO2 固定量/排出量 (t-CO2)	CO2 固定量/排出量 (t-CO2)	CO2 固定量/排出量 (t-CO2)	全リン吸収量 (t)	
文化サービス	観光者数/ ハイカー数		公園面積 (ha)	カモの生息面積 (ha)	

上述のようにひとつの生態系サービスの総生産量は総利用量と同一であるが、この生産と利用が必ずしも同一の EAU で行われるとは限らない（たとえば海外との輸出入）。そのため、EAU 内で利用されたものと EAU 外で利用されたものを区別して記録しておくことが望ましい。また、生産や利用の経済主体についても、土地所有権や管理権などを基に区別して記録しておくべきである（表 1.8）。このような経済主体別の表は、標準的な経済勘定と直接的に比較することが可能であり 7、企業による生態系サービスの利用と中間投入や最終生産物との比較や、家計による生態系サービスの利用と家計の最終消費支出との比較などができるであろう。

表 1.8 生態系サービスの生産と利用の経済主体

	生態系サービスの生産					生態系サービスの利用				
	企業	家計	政府	海外	合計	企業	家計	政府	海外	合計
供給サービス										
調整サービス										
文化サービス										

国レベルで生態系勘定を試行する場合には、評価する生態系サービスの優先順位を検討すべきである。その観点としては、環境的な問題の大きさや政策の状況、データや手法の利用可能性などが挙げられるであろう。一般に、最も測定が容易なものは供給サービスであるが、これまで測定されていない調整サービスや文化サービスにまで対象を広げて情報を整理することに生態系勘定の意義があることを念頭に置く必要がある。以下に、それぞれの生態系サービスの測定の課題を述べる。

- 供給サービス：生態系の貢献分を評価するためには様々な追加情報が必要。
- 調整サービス：調整されるべきものとそれにより便益を受ける人がいることが条件（たとえば大気汚染物質と近隣住民の存在）。
- 文化サービス：レクリエーションのように直接的でない精神的・文化的なサービスについては、その生態系と関わる人数とその生態系の質の関数として評価する必要。

(3) 生態系サービスの貨幣勘定

価値評価のアプローチとしては、余剰価値と交換価値の2つがある。前者は社会全体の費用便益の変化を評価するものであり、後者は市場が存在した場合に交換から得られる価値を評価するものである。政策の効果に関心がある費用便益分析では主に余剰価値アプローチが用いられるが、標準的なSNAとの整合性を重視する生態系勘定では交換価値アプローチを用いることが妥当であると考えられる。

生態系サービスの価値評価を実施するためには、サービスがどのように便益に繋がるか、これらの便益が経済活動とどのような関係を持つかを理解する必要がある。供給サービスのようにSNAに計上されている生産物の価値に繋がるような場合には、生態系サービスを直接評価するよりも、市場価格における生態系の貢献分に注目することがよいであろう。一方で、調整サービスのように市場価格が観測されない場合には、消費者や特定の生産者の限界支払意思額を明らかにする必要がある。しかし、これらに適した方法は主に余剰価値アプローチであり、交換価値アプローチのSNAと必ずしも整合的でない。この点、代替費用法が検討に値するであろう⁶。他方、精神的価値や情報・知識のような文化サービスについては交換価値の評価は極めて困難である。

⁶ 代替材が確かに同じサービスを提供し、それが最も安価なものであり、そしてもし生態系サービスが失われたならば社会がそれを選択するであろうと考えられる場合に用いることができるとされる。

1.2.1.4 SEEA-EEA の作成に関する課題

SEEA-EEA 報告書では、作成に際して生じるであろう数々の課題について言及しており、ここでは、空間情報の補完、勘定期間、グロスとネットでの記録、データの質について整理する。

まず、生態系勘定の作成の目的を広範囲での政策立案やモニタリングへの活用とするならば、広範な空間情報を整理する必要がある。そのためには、異なる空間スケールや限られた場所で得られた情報を、他のサイトやより大きな領域に情報を移転するための以下のような手法が必要となる。

- 数値移転：特定の研究サイトからの情報を用いて目標地や政策サイトでの推計を行うもの
- スケールアップ：特定の研究サイトからの情報を用いて同様の特徴を持つより大きな領域での推計を行うもの
- メタ分析：多様な研究サイトの大規模な情報を評価し、統合することで、生態系の特徴を踏まえつつ、目標地の情報を推計するために活用できる要素を抽出するもの

続いて、勘定期間である。経済勘定では、取引や他のフローが記録されるべき時点や期間に関する明確な標準がある。標準的な勘定期間は1年であり、この長さは多くの分析の必要条件に適合し、ビジネス会計を通じてデータの取得可能性と一致している。しかし、生態系の分析では、検討するプロセスに応じて異なる長さの時間の情報が必要となる。生態系のプロセスが年単位で分析される場合でも、経済分析において用いられる1年とは期首や期末が異なる可能性がある。このような相違がありながら、しかし、社会経済データの一般的な分析枠組との一致性を考えれば、生態系勘定では標準的経済勘定の期間の長さである1年を採用することが最も好ましいであろう。そのためには、適切な係数や仮定を用いて、得られた生態系情報を一般的な年単位へと変換・補正する必要がある。

グロスとネットという用語は様々な勘定の状況で用いられる。SNA ではネットは勘定の合計が固定資本の減耗で補正されているかどうかを示すが、他の場合では、ネットは単純に2つの勘定項目の差を言及するために用いられることもある。生態系サービスの測定におけるネットは、領域間でのオーバーラップや異なる手法の利用によるオーバーラップ、最終生態系サービスとそれを支えるプロセスやフローを区別しないことによるオーバーラップなどの二重計上が生じていないことを示すものである。ただし、用語の使用の混乱の可能性を減らすため、生態系勘定では可能な限りグロスとネットという用語を避けている。

最後に、データの質である。公的統計におけるデータの質は、関連性や時間軸、精度、一貫性、解釈可能性、アクセス性、そしてデータが集約される制度環境の質など、幅広い概念を含むものである。生態系勘定ではこのようなデータの質の要素が考慮されることが求められる。特に、生態系勘定において不可欠な科学的情報は、共通の測定基準を持たないことが多いため、相対的な質の評価は大きな課題となる。そこで、査読や認定のプロセスを経ることが重要であり、指標選択の妥当性や情報の精度、生態系サービスとの関連性などを判断する必要がある。

1.2.2. 諸外国における生態系勘定の作成動向⁷

生態系勘定の分野はここ 10 年で大きな進展があった分野である。TEEB による SNA への生態系サービス価値の導入の勧告 (TEEB 勧告) により、その流れはより加速された。TEEB 勧告を受け、EU では「生態系と生態系サービスのマッピングと評価 (Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services (MAES))」というプロジェクトが進められており、特に EU 各国ではこの MAES をもとに自国の生態系資源の賦存量およびその価値評価が行われている。

EC、OECD、国連、世界銀行が 2013 年に共同で作成した SEEA-EEA 報告書は、生態系資産および生態系サービスの体系的な勘定に関する世界初の報告書である。しかしながら、同報告書では具体的な勘定表の作成方法については提示しておらず、また、勘定表の事例も示していない。

これは、SEEA-EEA では各国がそれぞれの国の事情に合わせて独自に勘定表を作成すべきというスタンスを採っているためである。そのため、日本において SEEA-EEA をもとに生態系勘定を構築する場合、具体的にどのような勘定表を作成すべきかについて検討する必要がある。その際に参考となるのは、これまで海外で行われた勘定表の構築事例である。これら先行事例を踏まえ、日本独自の要素を取り込むことで、日本における生態系勘定の構築が可能となる。

そこで、本節では、はじめに海外における SEEA-EEA をもとにした生態系勘定の構築事例として、オランダ、イギリス、スウェーデンの 3 か国における開発状況について概観する。

1.2.2.1. ロンドングループにおける議論

(1) ロンドングループとは

ロンドングループは、SNA のうちの環境勘定の開発・作成、方法論的な進化に関する知見を共有し、国連統計局に対して学術的知見を提供することを目的に 1993 年につくられた、統計専門家及び環境経済学 (環境勘定) の研究者などからなる専門家組織であり、この分野では長年主導的役割を演じてきた。第 1 回の会合が 1994 年 3 月にロンドンで開かれたことからこの名がある。メンバーは主に国家統計局、国際機関の統計専門家、大学などの研究者らにより構成され、基本的に事務局から招聘された者が自発的に参加するものである。

ロンドングループの主要な業績には、第 38 回国連統計委員会で暫定国際統計基準として採用された「水に関する環境経済統合勘定 (SEEA-Water)」や、第 43 回国連統計委員会で採用された「SEEA センtral・フレームワーク」への学術的知見提供などがある。

ロンドングループの会合は毎年各国持ち回りで開催され、2016 年にオスロで開催される会合が第 22 回会合であった。会合では、メンバーの専門家らが各国の環境勘定の開発作業に関する作業の精査、各国間比較及び議論を行う。これまで本会合への日本からの参加者はほとんどなく、確認できる中では、2012 年の第 18 回会合 (カナダ、オタワ) に京都大学佐藤正弘氏 (現内閣府計量分析室参事官補佐) が参加したのみである。また、これまで日本での会合開催実績もない。

(2) 2016 年のロンドングループ会合の概要

⁷ 本稿における文献サーベイにおいては、オランダ・ワーヘニンゲン大学大学院修士課程大学院生イエッレ・メーヴィッセン (Jelle Meeuwissen) 氏の協力を得た。記して感謝を表す。

本小節では、2016年のロンドングループ会合に関する概要をまとめる。ただし、SEEA-EEAに直接関連する議論は後の小節(3)にまとめたので、会合におけるそれ以外の議論の概要をまとめる。本小節における議論も例えば政策利用など、SEEA-EEAの議論とも間接的に関係している部分が多いと思われる。

第22回ロンドングループ会合は2016年9月28日から9月30日までの3日間、ノルウェー・オスロのノルウェー統計局において開催された。会合には世界各国から政府及び国際機関の統計担当者、環境勘定担当者の他、学術分野からも経済学者、生態学者、物理学者などおよそ40名が集まった。国別では、会合主催国のノルウェーをはじめ、イギリス、オランダ、イタリア、カナダ、デンマーク、フィンランド、ドイツ、スウェーデン、メキシコ、米国、アイルランド、ブラジル、マレーシア、日本の各国、また国際機関からの参加は、国連統計局、国連環境計画(UNEP)、欧州環境庁、グローバル・フットプリント・ネットワーク(GFN)、欧州連合統計局(EUROSTAT)、国連食糧農業機関(FAO)、世界銀行、国連環境計画世界自然保全モニタリングセンター(UNEP-WCMC)、アジア開発銀行、環境経済勘定開発研究所などである。会合では3日間で以下の7つのセッションが生まれ、それぞれのテーマにしたがって、2時間から3時間ほどの議論が行われた。

冒頭、ロンドングループ会合は国連統計局主催の環境経済勘定専門家委員会(UNCREEA)へ技術的・学術的知見を提供することを目的としているため、会合冒頭では国連統計局によるSEEAフレームワーク作成の最新動向がUNCREEAのメンバーであるスウェーデン統計局パーム氏より報告された。続いて、ロンドングループとしてどのような活動をすべきかという2016年から2018年までの作業計画について議論が行われた。その中でロンドングループとしては、UNCREEAに対して、あくまで技術的視点からの助言を行い、特に①環境経済統合勘定セントラル・フレームワーク(SEEA-CF)構築の方法論の確立、②SEEAの普及促進、③SEEA及びSEEA-EEAの開発促進支援、④各国におけるSEEA作成動向の状況把握、知見収集といった、従来の目的を踏襲することが確認された。

持続可能な開発目標(SDGs)に関するセッションでは、初めに、持続可能な開発目標のInter-agency and Expert Group on the Sustainable Development Goal(IAEG-SDG)とUNCREEAからの作業が紹介された。この中で持続可能な開発目標とSEEAをどのようにリンクさせ、指標構築に役立てるかについての作業がロンドングループとして必要であるとの認識が共有され、各国の「持続可能な発展国家戦略(NSSD)」や「持続可能な消費と生産(SCP)」との関連も重要であるとの指摘もあった。

続いて、能力開発に関するセッションが行われた。セッションの冒頭で国連統計局から国連におけるSEEA普及のための能力開発プログラムについての説明があった。これまでにアフリカ、ラテンアメリカ、アジア太平洋などの途上国を中心にSEEA-CFのトレーニングコースが実施され、これまで250名の受講者がオンラインコースを受講し、120名が実講義とオンラインの双方を受講したとの報告があった。また、SEEA-EEAについては、試行的適用がいくつかの国で行われているほか、2017年前半にはオンラインコースが完成する見込みとのことであった。さらに、SEEA-EEAに関する技術的ガイドラインがまもなく公表できる見込みとの報告もあった。また、FAOからは、FAOが主体となって進めている農林水産業の環境経済統合勘定(SEEA-AFF)の開発に関する進捗状況の報告があった。これによると、現在オーストラリア、カナダ、インドネシア、グアテマラの4か国でSEEA-AFFの試行的適用が行われている段階であり、この他オランダも試行的適用に関心を示していること、さらにSEEA-AFFの最終版の作成段階にあり、またSEEA-AFFの能力開発については、ウガンダで最初のワークショップを開催したと報告があった。参加者からは各国のケーススタディのデータベース化や

SEEA-CF や SEEA-EEA だけでなく、SEEA-AFF などに関しても普及や能力開発がさらに進める必要があるとの意見が出された。

SEEA-CF の研究課題に関する本セッションでは、冒頭 SEEA-CF の将来的な改定に向けて、ロンドングループとして、どのような研究課題が必要なのかを議論することが目的であることがセッション・リーダー（オランダ中央統計局）から報告された。研究課題は大きく 2 つあり、1 つは概念的部分、もう 1 つは SEEA-CF 実行に関する部分である。この後、FAO からは SEEA-AFF から大気放出勘定を作成し、土地利用及び土地利用変化による温室効果ガス排出量を計上して、IPCC への情報を共有できるシステムを開発した結果についての報告があった。続いて、アジア開発銀行からは水産向けの物的フロー勘定構築について、さらにオーストラリア統計局から農業統計の改訂と SEEA-AFF の関係性についての報告があった。このうち、オーストラリアでは持続可能な農業生産を目指して、これに必要な統計情報を収集し、SEEA-AFF とリンクさせる計画を実施中とのことである。この後、オランダ中央統計局から、環境活動勘定に関する報告、ユーロスタットからは環境保全活動と環境関連財・サービスの取扱いについての報告があり、それぞれのテーマについて議論が行われた。

さらに、SEEA の各領域と拡張に関するセッションが行われた。このセッションは、各国における SEEA 実行に関する世界的な共有プラットフォームを提供することと、SEEA-CF のベスト・プラクティスと拡張に関する情報を共有することが目的である。セッションでは、フィンランド統計局からのフィンランドにおけるバイオ経済戦略とバイオ経済に関する統計についての報告と、イタリアからの作物残渣のマテリアルフローをより正確にフォローして勘定に記載する方法についての報告があった。さらに、スウェーデン統計局からは持続可能な社会の実現に向けた国内の消費・環境に関する政策関連指標（PRINCE）の構築についての報告があり、カナダ統計局からは土地勘定についての報告、世界銀行から南アフリカにおける土地・森林勘定についての報告、そして最後にオーストラリア統計局から経済統合勘定の構築に関する報告があった。

議論の中で注目されたのは、オーストラリアからの報告にあった、いわゆる負のレント（negative rent）である。SEEA の経済評価では資源レント法という手法が用いられることが多いが、この際、森林など公益的機能を有する生態系サービスに補助金が投入されている場合、補助金を除外したその価値が負になるという技術的問題がある。この点をどのように解決すべきか検討が必要ではないかとの意見が出席者から出されていた。

最後のセッションとして行われた SEEA の政策利用に関するセッションでは、アルド・フェミア氏（イタリア統計局）から、環境勘定の作業に関して哲学的アプローチに関する報告を行った。政策はその人が置かれたイデオロギーや環境に直接的に関連していることから、評価は政策中立的とはなり得ないと主張した。フェミア氏は、そもそも評価という行為は、これまで経済学者や政治家に関心を持ってもらえない物事について行われ、関心を引き寄せる方法として利用されてきたと主張した。そして、自然の評価では、自然を保全することよりもむしろ、新たな市場を形成し、特定の生態系サービスを探求することに焦点が当てられてきた。新古典経済学の理論的な観点からは、貨幣評価を行うことは、さまざまな質的な特徴を有する自然を、実際の利用に関する価値のみを有するものへと変えてしまうことであり、この一面性は認識論的閉鎖性つまり、まさに貨幣評価の際に必要な物量情報との関連性を全くなくしてしまう。自然の総価値は決して評価できるものではなく、その限界的貢献度のみが評価可能である。自然の評価には、自然と人工資本に関する非限界性主義者と非代替性主義者という 2 つの哲学的位置づけがあり、これらは政策に密接に関連している。例えば、レオンチェフは

自然と人工資本の非代替性を重視する一方、ニコラス・ジョージエスク＝レーゲンは明示的にストック要素の状態を生産関数に導入した人物であり非限界性主義者である。このように考えると、新古典派の理論に則って貨幣評価を行って生産領域を拡張することにより、環境勘定の物量サテライト勘定の情報との関連性が失われてしまうという事態が発生しかねない。限界主義者それぞれの立場では全く異なる政策インプリケーションを持っていると結論づけた。

続いて、各国から自国における SEEA 開発動向、そして政策への利用状況の報告があった。日本の事例についても、現在環境省の資金支援により、神戸大学が中心となって SEEA-EEA の構築を進めていることを報告した。その際、過去の研究蓄積を活用するため、便益移転の手法を用いて生態系サービスの経済評価を行っており、必ずしも SEEA-EEA のフレームワークや他国の評価方法とは整合的でないことを注意点として挙げた。

本研究で分担者はロンドングループ会合に初めて参加したが、会合では SEEA 全般に関する非常に技術的な点についての細かな議論が多かった。本研究分担者も SEEA については大学院時代から研究テーマとしており、それなりの知識を有しているつもりであったが、国際的な SEEA 開発の流れは、自身の知識レベルよりさらに数歩先を進んでおり、SEEA に関する技術的・政策的な動きの最新情報を得ることができた。

これまで SEEA に関しては、あまり日本では取り上げられることはなかったが、SEEA-CF の公表を機に、途上国も含め各国で急速に SEEA が広まっており、欧米先進国はほぼ全ての国で SEEA 構築が行われており、先進国で SEEA の構築を国際的に発表していないのは日本くらいであった。既に SEEA の普及促進は途上国に目が向けられており、先進国は途上国に対して SEEA 構築の資金的・技術的協力を提供している段階にある。一方で、SEEA-EEA に関しては、経済評価まで進めた事例はイギリスに見られる程度でそれほど多くなく、たとえ評価手法が SEEA に準拠していなくとも、SEEA を用いて経済評価を行ったこと自体が一定の意義を有するものと思われる。

また、SEEA-AFF については、今後も各国で試行的適用、本格的適用が行われるものと予想されることから、今後も国際的議論の方向性をフォローしたいと考えている。なお、次回ロンドングループ会合は、2017 年秋に中米コスタリカにて開催予定とのことである。

(3) ロンドングループ会合における SEEA-EEA の議論

2016 年の第 22 回ロンドングループ会合では、SEEA-EEA のセッションが設けられていた。生態系勘定をテーマとするこのセッションでは、SEEA-EEA に関する研究課題の整理、UNCED で議論された SEEA-EEA に関する研究課題との関連づけ、SEEA-CF の研究課題との重複、SEEA-EEA 改定の時期、SEEA-EEA のガイドラインの作成などについて議論が行われた。本セッションの目標は、SEEA-EEA を進めるためのいくつかの懸案事項に関して、合意を得ることである。

はじめに、ロッキー・ハリス氏（イギリス環境・食料・農村省）が SEEA-EEA の現状、特にロンドングループで議論すべき概念的・方法論的課題について報告した。ただし、本セッションではデータ利用可能性に関する課題は問い扱わず、議論の枠組を構築するための、勘定の連続性、資産とサービスの関連、その他 SEEA-EEA に関する研究課題が提示された。

続いて、ペル・アリルド氏（ノルウェー統計局）からは、生態系勘定への空間的アプローチというテーマで GIS を活用した生態系の位置とそこから発生するサービスの特定、さらには周辺の居住者数

から生態系サービスの需要を推計し、生態系サービスの需給バランスを明らかにする研究事例の報告があった。この中で、氏は生態系資産と生態系サービスに関して国ごとに重複がない計測方法を提案した。さらにオスロ近郊を対象に進められている生態系サービスのマップ化に関するプロジェクトの紹介があった。地図上と表形式の双方で情報を表示するため、地理情報データとともにいくつかのデータが用いられていることが説明された。生態系容量勘定と空間単位階層が報告の中心であり、ここでは生態系データから作成された指標例が示された。結論として、空間的な問題への解決方法は柔軟な空間単位を固定された空間単位とともに採用することであり、この方法は SEEA-EEA でも推奨されているとうことだった。議論では、柔軟な空間単位を導入することの提案は歓迎され、参加者からは、重要なことは変数や概念、生態系の間でどのように適切な空間規模を勘定体系に導入するかではないかという議論があった。

マイケル・ヴァードン氏（世界銀行）からは生態系の状態を把握する状態勘定に関連して、生態系の状態を測る指標としてどのようなものが考えられるかについて検討し、実際にオーストラリアにおける生態系の状態をいくつかの指標で評価した事例の結果報告があった。この報告では、状態勘定の目的は人間中心主義と非人間中心主義の双方から見ることができ、生態系の状態はそこから供給される生態系サービスにも影響を与える可能性がある。SEEA-EEA において「状態」として評価されるものは、確かに有効だが、「程度」が「状態」を評価するためによく使われている（例えば植生のレベル（程度）、景観のパッチの程度など）。このような中、異なる生態系での「状態」の集計が求められている。ロンドングループとしては、このような課題への方策を示すことが必要だと主張した。そして、豪州における評価事例を示し、非人間中心主義を採用場合には、状態勘定は往々にして低い値になることを示した。それぞれの状態をどのような指標で評価すべきか、その例を列挙すること（これは豪州とイギリスにより進められている）、特定のテーマ勘定（炭素、水、生物多様性など）と状態そして状態勘定をリンクさせるかが今後の課題として挙げられる。議論では、この分野は未だ開発途上であり、報告の基本的な考え方はまだ何をまたなぜ評価すべきか、SEEA-CF との関係性はどうなっているのかを理解するには至らなかった。

イギリス統計事務所のブレンダン・フリーマン氏からは、炭素勘定について、炭素を地理的炭素、生物的炭素、大気、水、経済の 5 つに分類し、それぞれの項目にどのくらいの炭素が蓄積され、それぞれの項目間でどのようなやりとりがあるのかを記述する炭素勘定の構築についての報告があった。イギリス統計事務所では、炭素貯留のための勘定表は IPCC の枠組の中で評価された温室効果ガス排出量の計測結果を補完すると考えており、現行のデータソース、特に部門分類がどの程度容易にできるのかについて調査された。調査は商業用石炭、石油、ガスと生物的炭素に限られ、生物的炭素に関する課題としては、SEEA-EEA の一部として構成される部分とみなすかの境界線をどこに設定するかという点であった。もう 1 つの課題は IPCC と SEEA での部門分類の相違をどのように調整していくかという点であった。議論では、IPCC の計測結果を補完するために SEEA 勘定表のバランスシートにある貨幣的評価をどのように導入すべきかという点が議論された。

スティーブン・キング氏（UNEP-WCMC）からは、SEEA-EEA における生物多様性勘定についての報告があり、生物多様性を、エコシステムの多様性、種の多様性、遺伝的多様性の 3 つに分類し、UNEP-WCMC のデータベースとのリンクやデータの定義の相違、さらに SEEA-EEA の中でこれら 3 種類の多様性がどのように取り扱えるのかを検討した結果が紹介された。生態系の多様性、種の多様性、生態系状態の特徴、生態系サービスの供給能力などについて、SEEA-EEA の文脈ではどのよう

の捉えられるのかについての説明があり、その上でキング氏は、まずは全ての種を網羅するのではなく、種を選択することを優先させるべきという提案があった。重要なことは、勘定表を通じて、生態系の機能性、保護されるべきもしくはカリスマ的な種、状態の指標、生物多様性喪失の原因が把握・特定できることである。ロンドングループでは、規模と集計の課題について指摘されてきた。つまり、ボトムアップアプローチを採るか、トップダウンアプローチを採るかである。SEEA-CF への統合は非常に困難で、ガイドラインが必要である。本作業は、総合的、テーマ別、総合的政策決定の立場から持続可能な発展にも情報提供が可能である。議論では、類似の情報群が他国でも構築できないかという指摘があり、UNEP-WCMC が採用したマクロアプローチを考え出した。統合や生態系横断的な種、閾値や聖域などの課題についても挙げられた。この領域ではビッグデータの活用も考えられる。

ジャン・エリック氏（欧州環境庁）からは、現在欧州環境庁で進められている生態系サービスの分類に関する作業について紹介と、CICES4.3 の基本構造が説明され、生態系サービスの分類は多様な目的により行われており、CICES が多目的に使える必要がある。なお、本作業は現在進行中で、2016年6月にニューヨークで専門家会合が開かれ、今後も2016年11月にオランダで、2017年第1四半期にもニューヨークで専門家会合が開かれるとの報告があった。

一方、マーク・エイゲンラーン氏（環境経済勘定開発研究所）からは、生態系サービスの取引ベースでの定義・計測方法についての報告があり、ミレニアム生態系評価 2005 (MA2005)、生物多様性条約などでの生態系サービスの定義の違いが紹介された。生態系サービスの議論では、それに由来する取引に関する勘定単位を明らかにする必要があるという明確なニーズがあり、このことは SEEA-EEA の理解にもつながる。モデルでは、便益アプローチ及び生態系アプローチの観点から始まっており、生態系サービスを定義するためのこれらの異なる出発点は別の記述や定義に至る。ただし、両アプローチは勘定の観点からは多くの課題を有している。大気は大気の単位、生態空間は生態系の単位、地殻は土壌と地下水の単位であるが、土地は経済的な建設物で純粋な環境単位ではない。このようなことは、生態系と土地の大きなやりとりの関連を示している。SEEA-CF の物質取引が書かれている。また、農家事例を用いて、生態系サービスの SNA での記載とのリンクを試みた。生態系機能を高める方策（水の貯留量を高めるために土壌に粘土を混ぜる）事例が示された。これは経済的な産出と生態系容量の関係の例である。生態系単位が生態系プロセス（生産）や生態系サービス（生産物）を作り出し、経済的産出（利益）となる。これらは中間生産物もしくは最終生産物となるのである。ロンドングループは本作業に感心を世沙汰が、さらなる議論と作業が必要との見解が示された。同様の手法は土壌粒子にも応用できるのではないかとの議論があった。

オランダのワーヘニンゲン大のラーズ・ハイン氏からは、生態系サービスと生態系資産の評価に関する報告があり、生態系の劣化の評価に関する研究事例について、評価手法の違いによる結果の違いなどが報告された。報告では、生態系サービスの評価に関しては、多くの考え方があり、市場に近い評価法については比較的確立されているものの、未だいくつかの課題が残されているし、市場から離れた評価法についてはさらなる作業が必要である。生態系資産は多くの異なる生態系サービスを供給するため、全体的な評価は十分に確立されていない。評価方法の確立、評価に関する特定の疑問が提示された。

ファンパブロ・カスターネーダ氏（世界銀行）からは、Wealth Accounting and the Valuation of the Ecosystem Services (WAVES) に関する3つの取組について紹介があった。沿岸・海洋勘定、自然水浄化、受粉機能、土地緑地の試行的評価、そして自然資産勘定の概念的アプローチの整理である。

エミリー・コーナー氏（イギリス統計事務所）は、イギリス統計事務所での作業について報告し、レクリエーション価値の評価について、ツーリズムによる利用を想定した経済評価の方法をいくつか紹介された。時間の評価に関連する余暇時間の評価にはトラベルコスト法、入場料、時間価値、支払意思額、ヘドニック法などいくつかの評価法が適用できる。物量単位では生態系サービスは生態系を訪問した人の数で評価できる。しかし、これらに関して SEEA-EEA では何の説明もなされていない。そこで、イギリス統計事務所では、トラベルコスト法と入場料と時間価値をイギリスの平均賃金の 75% 相当の金額に乗じることで、その価値を計測した。その結果、レクリエーションの価値の 15% 分はトラベルコストと入場料で、残りの 85% は時間価値に由来することが明らかになった。

マーク・ロウド氏（豪州統計局）からは、ツーリズムの資源レントを評価する際の課題が報告された。例えば、生態系との関連性、総固定資本形成や資本収益、地域別産業別ツーリズム情報、持続可能性を評価するための他の SEEA 勘定表とのリンクなどの課題である。例えば、ツーリズムのレントはツーリズムの魅力に関連しないとならないが、全てのツーリズムは生態系に関係しているわけではない。この点について豪州統計局では徐々に解決法を探っている。議論では、評価の費用対効果や過小・過大評価を避ける方策が議論された。また、適切な割引率がないものの、将来世代へのウェイト配分も必要だとの意見が出された。

ラーズ・ハイン氏からは生態系容量と劣化の評価に関する報告があった。氏は 2015 年のロンドングループ会合で出された生態系容量に関する概念的質問に対して継続的に取り組んでおり、まもなく論文を発表するとのことである（Remme et al., 2016）。生態系資産を記述するのに生態系容量が十分か否かを評価する 4 つの概念（生態系サービスフロー、生態系容量、潜在的供給、生態系能力）がリストアップされ説明された。オランダのリンブルグ地方で生態系容量と生態系能力を評価したマップとテレマーク地方で計測された生態系フローと生態系容量のマップが示された。参加者での議論では、持続可能な生態系フローが潜在的供給と同じであるという仮定に関して疑問が投げかけられた。この分野は未だ開発途上で、さらなる作業が期待されている。

1.2.2.2. 政府主導による生態系勘定及び生態系サービス評価の取組

(1) はじめに

これまで、学術的分野における生態系勘定及び生態系サービス評価の取組について解説してきた。一方で、TEEB 勧告や MAES により、政府の統計担当部署を中心とした国レベルでの生態系勘定策定及び生態系サービス評価の動きも一部の国で見られる。ここでは、このような政府主導による取組について、オランダ、イギリスおよびスウェーデンの動向を紹介する。

(2) オランダ

de Knegt (2014)によると、過去 25 年の間、オランダにおける国内の生態系財・サービスは減少した一方、需要は増加し、生態系への圧力は高まったという。表 1 はオランダにおける生態系財・サービスの供給源についてまとめたものである。この表に示されるとおり、オランダは木材資源の多くを他国からの輸入に頼り、エネルギー生産は生態系サービスの代替物によって賄われていることがわかる。特に一部の調整サービスについては、需要の大部分が未充足となっている。ここでの「生態系サービス以外」は、生態系サービスに代替する技術が利用されているということである。例えば、飲用

水として水を利用するには、地下への浸透などを通じた自然の浄化機能のみならず、人工の水質浄化施設の利用が不可欠である。また、肥沃土壌の供給のために、人工的な化学肥料が利用されることもあり、ここでは、これら人工的な技術を利用している場合を「生態系サービス以外」と表示している（de Knecht, 2014）。

表 1.9 の数値は「自然サービス指標」（*graadmeter diensten van natuur*）により計算されたものである。「自然サービス指標」は生態系サービスの需要量に対する供給量の比率を測るものである。本指標の目的はオランダにおける各種生態系サービスの年間フローを計測するための包括的ツールを提供することである。本指標はフローを評価するもので特定の生態系のストック量を評価するものではないことに留意が必要である。

表 1.9 オランダにおける生態系財・サービスの供給源
(2013年の需要を100とした指数)

	オランダ国内	国外	生態系以外	未充足
供給サービス				
食料	70	30	0	0
非飲用水	59	0	41	0
飲用水	49	0	51	0
木材	8	92	0	0
エネルギー	1	2	97	0
調整サービス				
肥沃土壌度維持	57	0	43	0
浸食防止	47	0	6	47
水源涵養	33	0	8	59
海岸保全	21	0	79	0
都市冷却	14	0	0	86
水質浄化	12	0	76	12
伝染病撲滅	12	0	68	20
受粉	8	0	92	0
炭素貯留	0	0	0	100
文化サービス				
自然リクリエーション	68	0	0	32
自然遺産	61	0	0	39
自然の象徴的価値	15	0	0	85

出所：de Knecht (2014)。

オランダでは、現在生態系価値を SNA に組み込む取組が行われている。オランダ政府は 2020 年までに全ての生態系サービスをマッピングし、経済・ビジネスおよび政策決定過程の一部とすることを提案している（Ministry of Economic Affairs, 2013）。この目標を達成するため、以下の 4 つの行動計

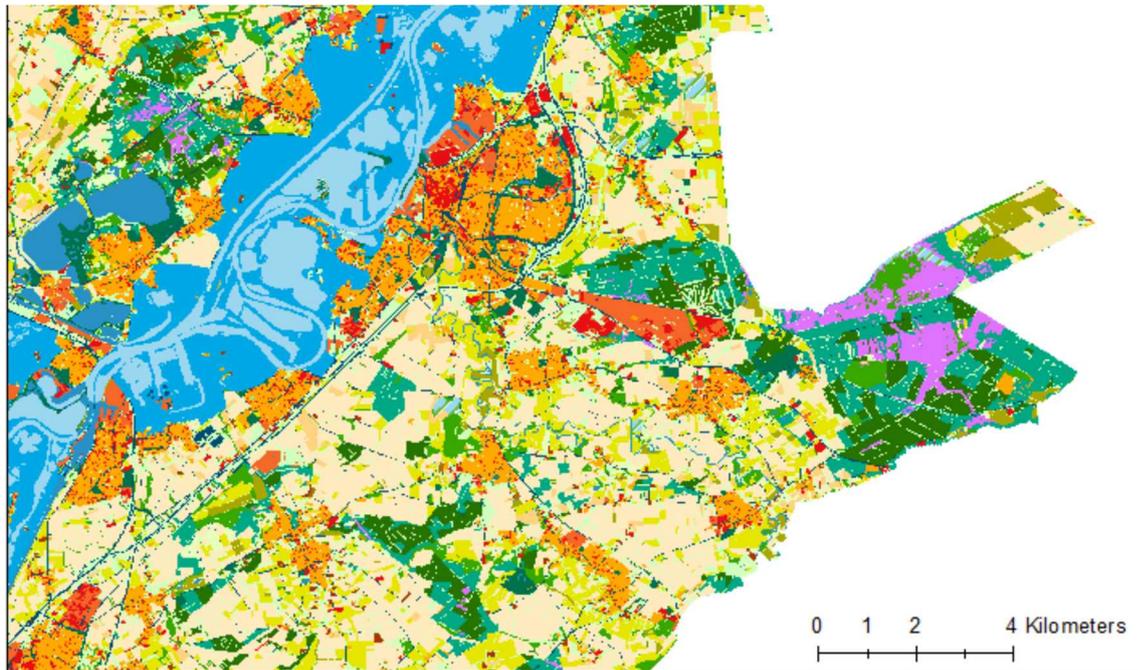
画を策定している。第1に、Digital Atlas Natuur Kapital (DANK)と呼ばれる生態系サービスマッピングツールの開発である。このDANKについては、既に2015年9月に稼働を開始し公表されている。第2に、TEEBスタディ、すなわち生態系サービスの評価の開始である。これについては、生態系サービス評価について7つの研究が進められている。具体的には、①TEEB green healthy and productive、②TEEB for Business、③TEEB for Cities、④TEEB for Dutch Caribbean、⑤TEEB for physical Netherlands、⑥TEEB for product chains、⑦TEEB study on SABA, St-Eustatiusの7つである。このうち、①～④については、既にレポートが刊行され、一部の生態系サービスについての貨幣評価が行われている。第3に、SNAへの生態系サービスの導入である。オランダは国連のSEEAフレームワークを試行することを宣言しており、2016年に作業レポートが公表される見込みである。第4に、企業向けに自然資本価値の啓蒙活動を行うことである。この点に関して、オランダ政府は、現行の製品価格に加え、その製品による生態系や生物多様性への負荷を反映させた価格を表示する「真の価格」活動を支援する予定である。

2013年のオランダの環境勘定には、生態系勘定を試作したものが組み込まれた。この作業においては、RoerdalenとLimburgの2地域で試行的適用を行い、生態系勘定作成の可能性を調査している。調査の大部分は生態系サービス評価の基礎となる詳細な土地利用図の作成に充てられた。調査方法は、まず両地域で土地利用勘定を再生し、そこから生態系サービス量を計測する方法である。例えば、供給サービスのうちの作物成長については、当該地域の作物の作付面積と平均単収を乗じることで得られる。また、調整機能の炭素吸収機能については、地目ごとの面積に地目別炭素吸収データを乗じることで計算される。

オランダでは、現在生態系勘定の策定作業に取り組んでおり、空間データの把握が中心であり、貨幣評価は実施されていない。作業担当者はオランダ中央統計局のスタッフとともに、ワーヘニンゲン大のラーズ・ハイン氏も含まれている。本研究でも、生態系勘定の世界的動向の最先端を把握するために、ハイン氏にヒアリング調査を行い、オランダにおける生態系勘定作成の動向を聞き取った。調査は2016年3月1日に行われ、オランダにおける生態系評価の具体的な手法を中心に伺った。本小節では、そのヒアリング結果を中心にオランダにおける生態系勘定の作成動向についてとりまとめる。

オランダでの生態系勘定作成の取組については、はじめに土地利用データベースを作成し、そこから生態系の物量評価を行った上で、貨幣評価を行うというステップで行われており、現状では、物量評価の途中段階、そして貨幣評価の手法を検討中というところである。生態系勘定作成の上で必要な作業は、土地利用データベースから、地目別に色分けされたマップを作成し、それぞれの地目がどのような生態系に属し、どのような生態系サービスを供給しているかを特定することである。次の段階として、生態系の所有者（つまり土地所有者）を特定し、生態系サービスの需要者を特定することである。この2つの作業から、生態系サービスを供給する土地を誰が所有し利用しているのかが特定でき、生態系サービスの供給源と需要者すなわち人間活動や経済活動との関連性を把握することができる。現在は特定の地域を事例として、生態系サービスの供給源と需要者を特定する作業を行ってその結果が公表されたところである（Remme et al., 2016）。

生態系サービスの供給者と需要者の特定方法について、この作業にはGISによる土地利用図と土地被覆図の作成が必要となる。



出所：“Ecosystem Accounting Limburg Province, the Netherlands Part I: Physical supply and condition accounts”の図 4.1.1 の一部を転載。

図 1.8 オランダ・リンブルグ地方における土地被覆図

図 1-1 にある濃い水色が水域であり、この区域には洪水防止機能があると考えている。この区域の特定には川からの距離や傾斜、標高などを考慮して特定される。これが供給側の特定方法である。これに対して、需要者の特定は単に土地利用図から水域に含まれる土地が何に利用されているか土地利用図から需要者を特定する。

次に、貨幣評価の手法について、ハイン氏は便益移転の手法には懐疑的であった。Plummer (2009) が指摘するように、背景にある仮定や条件が見えないことがあるし、そもそも生態系サービスはそれぞれの土地条件や気候条件などで千差万別である。そのため特定の場所での評価が広く他の場所の評価に適用することが難しいためである。また、交換価値と余剰価値の概念の相違があるので、ハイン氏はまずファーストベストとしては資源レント法を採用して供給サービスを評価し、それで評価できない調整サービスについてはセカンドベストの手法として代替法、ヘドニック法の適用が望ましいと考えている。現在、未だ勘定の開発段階であるので、具体的な指標を考える段階には至っていないというのが現状であるといえる。

最後に、生態系勘定作成後、どのような指標を採用するかについて、ハイン氏に質問した。ハイン氏は、生態系勘定の作成後は、まず個別指標、例えば環境効率性、雇用などの指標の推計に用いることができると考えている。第 2 の使い方としては、取扱いが難しい問題 (sensitive topic) への対応である。生態系勘定では、生態系サービス供給が脅かされる事態があれば、それを防ぐためにどこの地域を重点的に対策すべきかが示されるので、それを活かした対応方策の検討ができると思う。第 3 の使い道には、政策評価がある。政策を変更することにより、どのような影響が生じるのかは生態系勘定の重要な役割となるだろう。第 4 はモニタリングである。生態系勘定を経年で作成することでこれは可能となる。最後第 5 に、ホットスポットの特定化である。ホットスポットの特定化も対策を講じ

るには必要である。

なお、ハイン氏によると、現在、オランダの他に、ノルウェー、インドネシア、ベナン、コロンビアが生態系勘定を作成中であるとのことである。その他、世界銀行の支援のもとに WAVES プロジェクトでコスタリカ、フィリピンが生態系勘定作成に取り組んでいるところ。また、イギリス、南アフリカ、カナダ、メキシコ、ブラジル、アメリカ、オーストラリアも既に着手している。さらに、インドが関心を示しており、インドネシアは WAVES との関連でオランダの支援でカリマンタン島での評価を行っているところとのことであった。

(3) イギリス

イギリスでは、2009 年から 2011 年にかけて、UK National Ecosystem Assessment (UK NEA) と称するプロジェクトが行われ、国内の生態系の賦存状況およびそこから供給される生態系サービスの状況を全国規模で詳細に分析している。このプロジェクトでは、イギリス内に賦存する生態系が地図上にまとめられており、さらにこれらの生態系サービスの貨幣評価も行われている(UK National Ecosystem Assessment, 2011)。評価結果は表 1.10 のとおりである。

表 1.10 UK NEA におけるイギリスの生態系サービス評価額

生態系サービス	金額	備考
漁獲	6.0	
養殖	3.5	
受粉	4.3	
陸域生物多様性(非利用価値)	5.4-12.6	評価額には未だ議論の余地あり
海洋生物多様性(非利用価値)	17.0	
木材資源	1.0	
水質	15.0	計画中の水質改善が実施されれば11億ポンド追加
湿地のアメニティ	13.0	
生態系から産業界へのサービス合計	48.0	うち海洋環境から1億ポンド

出典: UK National Ecosystem Assessment (2011)第22章。

UK NEA の結果を受け、イギリスでは、2011 年の『自然環境白書(NEWP)』の中で SNA に生態系サービスを導入することを明記している。(Khan, 2011)。その中でイギリス政府は SEEA フレームワークを援用するとしている。これらの作業にはイギリス統計事務所(ONS)と環境食料農村地域省(DEFRA)が関与している。これらの作業に対しては自然資本委員会という学識経験者、産業界からなる独立的な助言委員会が助言を与えている。Kahn(2011)には、2012 年までに一連の作業のロードマップを作成し、2013 年までに生態系勘定の初期段階の作業を行うというイギリスの計画が示されている。この初期段階の作業とは、①イギリス経済・環境への貢献度、②データの利用可能性、③政策的優先度、④他国での研究・作業動向という 4 つの基準により生態系・環境資産の評価を試行することである。イギリス経済・環境への貢献は環境資産が生態系サービスを供給することで、どの程度経済や環境に貢献しているかを測るものである。2 つ目のデータ利用可能性は、生態系資産に関するデータがどこまで利用できるかを示す。例えば、木質資源に関してはイギリス内でも多数のデータが利用可能だが、漁業資源や土壌資源についてはあまり利用可能なデータが存在しない。3 つ目の政策的優先度については、どの生態系資産が政策立案に重要なものであるのかを示すものである。最後の他国での研究・作業動向については、特定の生態系資産の評価について、国際的なデータや知見の利用

可能性を見るものである。

2012年7月に国家統計局から意見照会版が公表され、イギリスにおける生態系勘定の立ち上げに関するステークホルダーからの意見・コメントを求めた。2012年12月には、同じく国家統計局から環境勘定のロードマップが公表された。このロードマップでは、ステークホルダーからの意見・コメントに基づき、トップダウン勘定、分野横断的勘定、そしてボトムアップ勘定の3つを作成することが主な提案として掲げられている。トップダウン勘定とは、SNAの中の国民資産の要素として生態系サービスを評価するものである。この勘定はイギリス内における自然資本の価値の概要を記載するものである。続いて、分野横断的勘定とは、土地、炭素、水など異なる生態系種類にまたがる資産を記述するために設けられるものである。ボトムアップ勘定は、生態系資産とそこから生じる生態系サービスの価値を生息域(habitats)の種類ごとに記載するものである。ここでは8種類のhabitatがイギリスの生態系サービスに関連するものとして取り上げられている(Office for National Statistics, 2012, 表 1.11)。

表 1.11 ボトムアップ勘定で取り上げられる8種類のHabitat

Mountainous moorland and heaths
Semi-natural grassland
Enclosed farmland
Woodlands
Open waters, wetland floodplains
Urban environment
Coastal margins
Marine

出典: Office for National Statistics (2012)。

ロードマップは、作業計画で締めくくられており、それぞれの生態系勘定の現状と計画遂行の作業スケジュールが示されている。これによると、全ての生態系勘定策定の作業は2020年までに完了させる予定になっている。

このロードマップの公表後、各種生態系勘定の開発作業が実施されている。2014年にONSとDEFRAから共同で発表された資料では、生態系勘定の作成において遵守すべき事項がまとめられている。この資料については現在、継続的な見直しが行われており、最新の作業の進捗状況、作業結果に合わせて定期的に改訂されることになっている。

特定のボトムアップ勘定作成についてもロードマップの公表以来大幅な進捗があった。この作業については、林地勘定から始めており、会計期間内における林地生態系資産の量的変化を捉えるストック勘定の概念と、その資産から発生する生態系サービスのフローを記述するフロー勘定の双方が提案されている(Khan et al., 2013)。これに付随して公表された資料では、木材資源の貨幣評価が行われているが、林地から生じる他の生態系サービスの価値については、貨幣評価はまだ行われていない。

2015年には、ロードマップの中間見直しが公表され、これまでの生態系勘定の進捗状況と将来計画、これまでに得られた課題が整理されている。この中で、生態系サービス勘定作成に際して、これまでに挙げられた課題としては、政策への適用と実用化、持続可能性指標の導入方法の検討、推計・評価

手法の改善、データ利用可能性、勘定作成のための能力開発・人材育成などが挙げられている（Office for National Statistics, 2015）。

これまでに刊行された関連資料のリストは表 1.12 にまとめたとおりである。

表 1.12 イギリスにおける生態系勘定策定作業に関連して公表された資料一覧

刊行年	資料名
2011	Towards a sustainable environment
2012	Measuring National Well-being – The Natural Environment
2012	Consultation on the accounting for the value of nature in the UK
2012	Responses to the consultation on accounting for the value of nature in the UK
2012	Roadmap on natural capital accounting
2013	Monetary valuation of UK continental shelf oil and gas reserves
2013	Land use in the UK
2013	Measuring UK woodland area and timber resources
2013	Measuring UK woodland ecosystem assets and ecosystem services
2013	Monetary valuation of UK timber resources
2013	Towards wealth accounting – natural capital within comprehensive wealth
2014	Valuation for natural capital accounting seminar proceedings
2014	UK natural capital – Initial and partial monetary estimates
2014	Principles of ecosystem accounting
2015	Peatland accounts scoping study
2015	Spacially disaggregated woodland ecosystem accounts and marine ecosystem accounts scoping study
2015	Land cover in the UK
2015	Natural capital accounting 2020 roadmap: Interim review and forward look
2015	UK natural capital – Freshwater ecosystem assets and services accounts

本研究では、2016年11月11日にイギリス環境・食料・農村省を訪問し、ロッキー・ハリス氏にヒアリング調査を行った。ヒアリング調査では、はじめに当方から、環境省委託研究「環境経済の政策研究」での研究プロジェクトとその一課題である日本における生態系サービス評価及び生態系勘定作成作業について概要を説明し、特に当方の研究課題で評価対象としている森林及び湿地の生態系サービス評価について、イギリスにおける評価状況や評価手法について、特に我々の課題で評価対象としている森林と湿地を中心に聴取した。以下では議論の概要をまとめる。

イギリスでは2010年に国家レベルで生態系評価を行った「イギリス生態系評価」(UK-NEA)を公表した。これは、国民の関心を高めるためのものであり、生態系勘定への流用は難しい部分もある。イギリスにおける生態系サービス評価は、国家レベルでの評価を基本としており、生態系やハビタット(生息域)ごとにどのような生態系サービスが生じているかを明らかにしている。これにより、ハビタットの変化が生態系サービスにどのような影響を与えるのかを明らかにすることができる。日本

とイギリスは島国かつ小資源国という共通項があり、また農業や水産業が盛んであるなど、生態系サービスのうち供給サービスから得られる便益に関して共通点も多いと思うので、似たようなアプローチが取れるのではないかと。なお、これまで行った評価結果の更新は、生態系サービスについては毎年、ストック係数については5年ごとに行っているが、評価やデータ収集の技術進歩に伴いそれ以外にも随時更新され、最新の評価が反映されている。

森林の評価については、人工林と天然林の区分がない上、木材生産や保全区域などもこれらで明確に区分されたデータがないため、日本よりもデータ精度は低い。調整サービスについては、気候変動の議論でも土地利用及び土地利用変化及び森林（LULUCF）として考慮されており、炭素貯留が森林の重要な生態系サービスである。調整サービスのフローは取引費用、不動産価格、市場価格などでシャドウプライスにより評価することができる。これら評価手法の選択については、他の手法も採用できるようにある程度の柔軟性を確保している。洪水防止機能は InVEST（Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs）モデルを用いて評価しているが、例えば、湿地から農地に土地利用が変化した場合など、基準点（baseline）をどう設定すべきかなど課題が多い。森林による大気浄化機能は、イギリス全土を農村地域、土地市域、首都圏（ロンドン）に分けて評価している。大気浄化機能の効果は樹種にも依存するので、樹種の特定を行わなくてはならない。これまで公表されていた結果は、重複する部分が30%程度あることがわかってきた。また、風による大気汚染物質の拡散効果も考慮する必要があるだろう。対象物質は、PM10、PM2.5、SOx、NOx などである。評価はダメージコストによるものを基本とする。また、確率的生命価値（VSL）などへの影響による評価も検討している。

森林によるレクリエーションサービスについては、日帰り旅行を対象として、ハビタットのタイプによって評価してきた。レクリエーションについては、トラベルコスト法やCVMによる支払意思額による評価を適用している。レクリエーションの評価は費用のかからない無料の旅行や目的間での重複が課題となる。また、人によって機会費用が異なることも困難な点である。都市緑地などが地価に与える好影響などについてはヘドニック法の利用が考えられる。ノルウェーではヘドニック法を用いた研究が行われているが、ヘドニック法ではどのようにレクリエーションサービスの変化の傾向を見いだすかが難しい。このほか、オープンスペースの身体的健康への効果も生態系サービスの評価として取り入れたいと考えているが、他のサービスとの重複が問題となる。なお、イギリス以外のレクリエーションサービスの評価事例としては、先のノルウェーの他、オランダの評価事例では、サイクリングやバードウォッチングが生態系サービスのレクリエーションサービスとして評価されており、また豪州は資源レント法を適用し、グレートバリアリーフのレクリエーションサービスを評価している。

湿地についてはこれに特化したほとんどデータがなく、オープンウォーターとの明確な区分ができていない状況である。それでも、湿地は重要な課題なので、ある程度の評価を行っている。課題はどのように湿地からの生態系サービスに価格付けするかである。SEEAでは資源レント法を推奨しているが、この場合、価格の変化が必ずしも湿地の減耗を表すものではないという問題が生じる。湿地の供給サービスとしては水資源供給サービスがあるが、価格が大きく変動して安定しないので、評価が定まらない。また、農業用水とウイスキー製造業では求められる水の質も大きく異なる。このような質の違いも考慮する必要があるだろう。湿地についてはハビタットごとの評価を行い、水質浄化、植生、釣りなどの生態系サービスを評価している。また水力発電については資源レント法での評価を採用した。炭素貯留サービスはかなり低いので評価していない。また、湿地は景観サービス、荒天防止

(storm prevention) サービス、植物検疫サービスなども有するので、これらの評価も必要だが、これらのサービスを個別に評価することは不可能だ。湿地の泥炭地も独特な生態系であり、評価の必要があるだろう。レクリエーションサービスの評価は低いだろうが。湿地面積の変化は緩やかであるため、毎年の計測はあまり意味がなく、5年に1度くらいで実施するのがよいのではないかと考えている。

ハリス氏は経済学のバックグラウンドを有しており、我々とも比較的認識が一致する部分が多かったと感じた。特に、これまでは多くの国が SEEA 基準に合わせた生態系・生態系サービスの評価を実施していると思われてきたが、イギリスでは SEEA が規定する交換価値評価による数値の計上に固執することなく、既存のデータベースや統計情報を最大限活用し、自国の政策や制度に有用な評価手法を採用して、それぞれの結果を使い分けるというスタンスを取っていることは、これまで知り得なかった貴重な情報であった。よって、日本も自らが有する生態系サービス評価の蓄積を活用する形で生態系勘定を構築することを一義的目標として、それが SEEA 基準に準拠しているかどうかはあまり気にする必要がないとも言える。ハリス氏は、ロンドングループの中心的メンバーでもあり、他国の事例に関してもかなり精通しており、ノルウェーや豪州における生態系・生態系サービス評価の課題も指摘していた。

(4) スウェーデン

スウェーデン統計局におけるヒアリング調査は2016年11月9日に実施された。ヒアリングしたのはナンシー・ステインバッハ氏とセバスチャン・コンスタンチーノ氏の2名で、このうちステインバッハ氏は現在ロンドングループの議長を務めている。ヒアリング調査では、特に当方の研究課題で評価対象としている森林および湿地・沿岸・水産の生態系サービス評価に関して、スウェーデンにおける評価状況や評価手法を聴取したが、いかにも触れるとおり、スウェーデンでは水産資源の評価は行っていないとのことだった。

スウェーデンでは全国レベルでの生態系勘定を作成しており、生態系サービスの評価は主要なビオトープである農地、森林、湿地の3つをカバーしている。それらビオトープから発生する生態系サービスのうち、文化サービス、供給サービス、調整サービスの3つを取り上げている。タイガはスウェーデンでは重要なビオトープであり、評価対象にしているが、水産については近年減退傾向にありこれまで取り上げていない。ただし、日本においては水産を含めて沿岸生態系は重要であろう。森林からの生態系サービスの区分は土地利用をベースにしている。まずは土地利用図を作成し、その上に植生図を重ね合わせる形で誰が所有する土地でどのような生態系サービスが発生しているのかを明らかにするというやり方である。これにより、個人、事業者、産業部門が所有する土地からどのような生態系サービスが供給されているか、危機に瀕しているビオトープを誰が所有しているのか、企業規模によって供給される生態系サービスに相違があるのかなどがわかる。また、土地課税など地代に関連させた経済評価を実施しやすくなる点もある。スウェーデンでは森林インベントリー調査が行われており、これが重要なデータベースになる。このデータベースの森林資源に関する物量データが更新され次第、評価も随時更新されている。したがって評価も定期的に更新されるものではない。

経済評価は課税対象地価をベースにしているが、これは全ての生態系サービスの価値を反映しているわけではない。とくに非市場価値、非利用価値といった評価が困難な価値については、現時点では評価対象にしていない。経済評価に関しては、イギリスのエミリー・コーナー氏が先日のロンドン

グループ会合でプレゼンをしていたので、イギリスで詳しい情報を得れば良いと思う（本報告書の 1.2.1 (3) を参照）。また、生態系サービスの経済評価では、豪州がグレートバリアリーフで実施している。

今後の課題としては、特定の分野に着目した評価や生態系機能とのリンクを考慮すること。最終的な目標は完全な生態系サービス勘定を構築することで、その中には都市生態系や生態系の質の劣化なども評価できるものになりたい。なお、これらの成果はウェブサイトで公表されているほか、データについては「Geodata」というサイトでエクセルシートで公開されている。

面会したステインバッハ氏、コンスタンチーノ氏は統計分析者なので、生態学や経済学の学術的な知識には必ずしも明るくない印象だった。統計局全体でも統計の取扱いや勘定の構築は行うものの、計上する数値自体は環境省や国内外の大学との共同作業で行っているという話が随所であり、生態系勘定構築への協力体制、分業体制を確立しようとしている印象を持った。たとえばストックホルムには、Beijer institute of Ecological Research などの生態系サービス評価に優れた研究実績をもつ機関もあるが、それらとの連携も模索段階とのことである。スウェーデンでは、緯度が高く生態系に限られる上、第一次産業も農業よりも林業が中心であり、さらに水産業もあまり盛んではないとのことで、生態系やそこから供給される生態系サービスも日本から比べるとかなり限定されていると感じた。日本のように温暖湿潤気候でさらに南北に長い国土を有し、かつ農水産業が一定のシェアを有し、かつ国土のうち森林が多くを占めるといった特徴を有する日本の場合には生態系も多岐にわたり、その評価も必然的に複雑になる。

1.2.3. 日本における生態系サービス評価の位置付けと課題

これまでレビューしてきた国連の生態系勘定は、概念の整理や枠組みの例示に注力しており、実際の作成例等が記されているわけではないため、具体的な内容については各国の状況等に応じて決めることができる。本文中でも触れられていたように、とりわけ対象とする生態系や生態系サービスについては各国の重要度に応じて選択することが重要であり、その点、本研究で採用しているような森林・沿岸に特化する選択的アプローチはこの流れに即した合理的なものであると考えられる。

国連の生態系勘定では、ストックとしての生態系資産とフローとしての生態系サービスを区別し、前者から後者が生成されるという関係性を明確化するとともに、後者の期待フローに基づいて前者を評価するというような動的なアプローチを採用している。また、空間的統計単位として GIS の活用を前提とした枠組みを提示しており、この点、従来の SNA とは大きく異なる考え方を導入している。国際的な研究動向と歩調を揃えることを目指すのであれば、本研究においてもこのような視点をさらに積極的に取り込んでいくことが求められるであろう。

この点、2016年に公表が予定された生物多様性と生態系サービスの総合評価（Japan Biodiversity Outlook 2: JBO2）では、全国レベルでの生態系サービスの評価を GIS ベースにて実施しており、貨幣評価までは必ずしもできていないものの、その成果は本研究に大きく活用できるものと思われる。現在、本研究で検討している枠組みと、国連の生態系勘定で例示されている枠組みの一致性を高めていくためにも、今後、生態系サービスの取り扱いを十分に検討していくことが必要と考える。

さらに、極めて重要かつ難しい課題が SNA との接合である。貨幣価値評価において交換価値アプローチを採用するか余剰価値アプローチを採用するかという問題や、生態系サービスの供給者・受益

者をどのように特定・制度化するかなど様々な複雑な問題がある。とりわけ後者については国連の生態系勘定でも明確な方針が示されておらず、SNA と結びつける上で大きな課題となると考えられる。これまでの SEEA の既存の勘定 (SEEA-Water) などを参照しつつ、この点について検討していくことも重要である。

海外での生態系サービス勘定作成事例は著者の知る限り、今のところオランダとイギリスの 2 事例しか見当たらないものの、両国とも作業プロセスはほぼ同じと言って良い。すなわち、(1)土地利用勘定の作成、(2)土地利用ごとの自然資本ストック賦存量の推定、(3)そこから発生する各種生態系サービス量の推定、(4)生態系サービスごとの貨幣評価という流れである。また、両国ともこれらの一連の生態系サービス評価および SNA への導入作業は 2010 年代前半から始まり、2020 年までに完了するという長期的な作業スケジュールが組まれている。

一方で、本研究では、まず自然資本として森林資源と沿岸資源のみに着目し、(1)両資源のストック量の計測、(2)ストック単位あたりの生態系サービス価値単価を便益移転関数から推計、(3)ストック量×単位あたり生態系サービス価値により貨幣評価という流れを踏襲しており、オランダ、イギリス両国のいわゆる「積み上げ」評価方法とは根本的に異なるアプローチを採っている。さらに、作業スケジュールも 3 年間と非常に短期間であり、この期間に達成できる生態系サービスの評価は大ざっぱなものにならざるを得ないとする。しかしながら、日本においては、過去に農業の多面的機能評価を発端に国内のさまざまな生態系サービスの貨幣評価事例が多数蓄積されていることから、これらの既存研究を生態系サービスの評価に援用することができるという有利な点がある。

このように、本研究プロジェクトとオランダ及びイギリスでの取組の間には、作業プロセスに大きな相違がある。しかしながら、どれも生態系サービスの価値を貨幣評価し、SNA に導入するという目的は全て同じであり、本研究プロジェクトでも 2 つの海外事例を参考にできる部分は多分にある。また、オランダ及びイギリスのとりプロセスとは異なった方法を提案することで、本研究プロジェクトは世界に先駆けた統合体系の新たな開発方法を提案することにもなると考える。

次年度以降、オランダ及びイギリスの事例で課題として挙げられている点について、本研究プロジェクトでどのように対応していくかを検討する必要がある。特に交換価値と余剰価値の概念の整合性の整理については、SNA に生態系サービス価値を導入する上で重要な課題と認識しており、この点に関する十分な検討が必要と考える。

本研究の平成 28 年度報告書では、生態系サービス評価における重要かつ難しい課題として、SNA との接合の問題を挙げた。これに関連して、貨幣価値評価においては交換価値アプローチを採用するか余剰価値アプローチを採用するかにより、SNA との接合可能性は大きく異なる点も指摘し、今年度の課題として、貨幣評価をどのように位置づけるのかを検討することを指摘した。イギリスにおけるヒアリング調査からは、特にイギリスにおいては、SEEA-EEA における SNA との接合性をひとまず考慮せず、現状で得られるデータでどこまで評価ができるのかを試行していることが明らかになった。したがって、SEEA-EEA に基づいて交換価値アプローチを採るべきと一義的に決めるのではなく、まずはデータ利用可能性が高い方を選択するなど、日本における評価可能性を考慮した上で、どちらのアプローチでの評価がより現実的という観点から選択するアプローチを決め、そこから貨幣評価を含めた生態系勘定を作成することもできると考える。場合によっては、双方の経済価値を併記する形もあり得るだろう。

一方で、平成 28 年度に、貨幣評価の課題と並んで指摘した生態系サービスの供給者・受益者をどの

ように特定・制度化に関する点は、今回のオランダ、イギリス及びスウェーデンでのヒアリング調査の中から、海外における対応方策を確認することができた。すなわち、オランダにおいては、土地被覆図と土地利用図を重ね合わせるにより、需要者すなわち受益者を特定するという方法が採られており、同様の方策はスウェーデンにおいても行っていることが判明した。日本においても同様の方策を試みることはできるが、そのためには GIS を用いた土地被覆図と土地利用図を用意する必要がある。したがって、日本においてのデータ制約や国内全土を網羅する形での評価は困難なものの、オランダで行われている地域的な評価と同様に、この手法を日本のいずれかの地域を事例として試行的に行うことは可能であると考えられる。

ここで必要となる事項は、①生態系資産と生態系サービスという 2 つの項目、②物量勘定と貨幣勘定の 2 つの勘定表である。SEEA-EEA では、この前提として、多層的な空間構造に基づく評価を想定しているが、これは技術的にも未だ課題があるものであるため、本稿では都道府県単位での評価とする。また、勘定期間は通常の SNA と同じく 1 年とする。

生態系資産と生態系サービスについて、それぞれ物量勘定と貨幣勘定を準備すれば、4 つの勘定表が必要となる。しかし、ここでは直観的な理解の容易さを重視するとともに、本稿で示すものが飽くまで試作版であるという点にも鑑み、以上の 4 つの勘定表すべてをひとつの表にまとめたものを考える。また、複数の生態系を同一表に並べることで、それぞれの値を比較できるようにする。

生態系勘定表を作成するにあたり考慮すべきは測定年である。理想的には毎年の値を経時的に示すことが望ましいが、生態系資産・生態系サービスに関しては特にデータ制約が大きく、そのため異なる生態系について同一年での値を示すことが難しい。そこで、本稿では、測定年を 1990 年代、2000 年代の 2 つに大別することとする。

前述のとおり、実験的生態系勘定でも大きな論点として挙げられているものが、貨幣勘定において交換価値アプローチを採るか、余剰価値アプローチを採るかという点である。前者のほうが従来の SNA と整合性が良いが、従来の経済システムで無視されてきた生態系サービスの評価という生態系勘定のそもそもの意義からは後者のほうが望ましい。両者はそれぞれ一長一短であり、本研究では両者を並列的に扱うこととする。

1.2.4. 生態系勘定の政策利用の可能性

本章で提案した生態系勘定表を用いることで、まず、都道府県単位での生態系資産や生態系サービスの経済的価値の分布を把握することができる。すなわち、生態系サービスの価値を勘定形式に記載することで、どの都道府県でどのような生態系サービスの価値が高いのかがより明示的になり、かつ都道府県間での比較が容易になる。これは政策における基礎情報を提供することができ、ハイン氏が指摘する 5 つの用途の基礎的部分をなす役割とも言える。

また、1990 年代と 2000 年代とを比較することで、その時間的変化についても評価することができる。これについては、ハイン氏の提示する(3)政策影響評価、(4)モニタリングに関連する。すなわち、1990 年代に行われたある政策が生態系や生態系サービスにどのような影響を与えたのかを 2000 年代の勘定表との比較により明らかにすることができるのである。さらに、政策との関連がなくとも、モニタリングとして経時的な変化を把握することができるだろう。

さらに、本勘定表は交換価値アプローチと余剰価値アプローチのどちらも選べることにより、用

途に応じて適切なものを使い分けることができる。これについては、例えば SNA との接合性を担保したい場合には交換価値アプローチの評価額を参照し、SNA における計数との比較を行えば良いことになる。これにより、例えば各部門の生産額との比較や投入材・サービスとしての生態系サービスの価値の大きさや全投入額にしめる割合といった指標を構築すれば、生態系サービスの主流化にも貢献するだろう。

本章では、はじめに国際的な生態系勘定の開発動向を把握するため、ロンドングループ会合における生態系勘定の開発に関する議論の概要をまとめ、さらにオランダ、スウェーデン、イギリスの各国における生態系勘定開発の動向を解説した。これらの中から、日本における生態系勘定開発への示唆として、昨年度指摘した交換価値アプローチと余剰価値アプローチの選択の問題に関して、SNA との整合性の確保に固執することなく、日本の生態系勘定の利用やデータの入手可能性などを踏まえ、柔軟に採用アプローチを選択すべきという点が示された。その上で、本章では日本における生態系勘定表として、森林資源と湿地という生態系サービスに関して、都道府県ごとにその量と価値を把握できる生態系勘定表を提案した。この勘定表は、交換価値アプローチと余剰価値アプローチの双方の手法で評価額を記載できる方法を採用している。これにより、生態系勘定表の用途によって、どちらかのアプローチを選択することができる。

第2章 森林資源量データに基づく交換価値の推定

2.1 平成29年度の成果

2.1.1 背景と目的

生態系サービスの経済価値に基づく自然資本ストックの評価を行うためには、様々な自然資本の価値を計測する必要がある。これまでに自然資本の価値評価手法として TEEB や、環境経済学分野で用いられる仮想的市場評価法(Contingent Valuation Method: CVM)などが開発・発展してきた。一方で、これらの計算方法はアンケートなどの調査手法を用いるケースが主であり、多くの費用及び作業労力を投入する必要がある。

こうした背景を踏まえ、本章では森林データを活用した生産効率性分析により、森林資源のシャドウプライスを推計する枠組みについて提案を行う。シャドウプライスは経済学分野で発展してきた価値評価手法であり、財の市場価値を推計する方法として発展してきた。

シャドウプライスは完全競争市場の仮定下で外部性が存在しない場合には、市場価格と一致する特性を持ち、新国富報告書でも自然資本の価値推計を、シャドウプライスを利用して実施している(自然資本研究会, 2015)。一方で、シャドウプライスの推計方法は多様であり、その推計には詳細な技術及びコストデータを必要とする手法も存在する(Leet et al., 2014)。しかしながら、こうしたデータは企業の技術水準を反映していることから秘匿情報として扱われるため、研究への利用は一般的に困難である。

以上の点を踏まえれば、生態系サービスの定量評価及び生態系勘定フレームワークを継続的に適用するためには、定期的に公開される統計データなどからシャドウプライスを推計することが出来る推計手法が必要不可欠である。本章では、我が国の森林資源のシャドウプライス推計を目的として、農林水産省から毎年定期的に報告されている「森林組合一斉調査」の統計データを活用したシャドウプライス推計手法の構築を行う。

2.1.2 分析手法

2.1.2.1 指向性距離関数

本研究では複数の投入・産出データを用いた包括的な効率性評価が可能である指向性距離関数(Directional Distance Function: DDF)を用いた生産性評価分析を行う。DDF では生産活動に利用する労働、資本などの投入要素(市場投入財)と売上、付加価値などの望ましい産出要素(市場産出財)を複数用いた生産効率性評価を行うことができる。

DDF を選定した理由として、林業活動では森林資源に加えて、労働の人件費や機材設備等の有形固定資産の活用が必要不可欠である。これらの投入要素の活用度合いや技術水準は、林業市場の競争力に直接的に反映されるものであり、これら投入財の変化を無視したシャドウプライスは市場競争力の側面を明示的に考慮できていないと考える。そこで、本研究では、複数の投入要素を考慮した生産効率性分析を通じ、林業における市場競争力の側面を明示的に考慮したシャドウプライスの推計を、DDF を活用して実施する。

ここで市場投入財 x 、市場産出財 y を用いて生産可能集合 $P(x)$ を次のように定義する。

$$P(x) = \{y \mid x \text{ can produce } y\} \quad (1)$$

生産可能集合 $P(x)$ 内に存在するサンプルの非効率性 $D(x, y \mid g_x, g_y)$ は、サンプルと効率的な生産を達成しているサンプル群で生成されるフロンティアラインとの距離 β と、非負の方向ベクトル (g_x, g_y) を用いることによって、次のように定義する。

$$D(x, y \mid g_x, g_y) = \text{Sup} \{ \beta \mid (y + \beta g_y) \in P(x - \beta g_x) \} \quad (2)$$

上記のように、 $D(x, y \mid g_x, g_y)$ を定義することで、式(3)が成立する。

$$y \in P(x) \text{ if and only if } D(x, y \mid g_x, g_y) \geq 0 \quad (3)$$

加えて、式(2)は線形計画法を適用することで、以下のように定式化される。ここでは k 番目のサンプルについての計算式を示す。

目的関数

$$\text{Max. } \beta_k \quad (= D(x_k, y_k \mid g_x, g_y)) \quad (4)$$

制約式

$$\sum_{i=1}^N y_{q,i} \lambda_i \geq y_{q,k} + g_y \beta_k \quad (5)$$

$$\sum_{i=1}^N x_{p,i} \lambda_i \geq x_{p,k} + g_x \beta_k \quad (6)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i = 1, 2, \dots, k, \dots, N) \quad (7)$$

$x_{p,i}$ は $P \times N$ の市場投入財データ行列 X の p 行 i 列番目の要素であり、 $y_{q,i}$ は $Q \times N$ の市場産出財データ行列 Y の q 行 i 列番目の要素である。制約式(5)及び(6)の左辺はフロンティアラインを表しており、 λ_i は非効率なサンプルが参照するフロンティア曲線上の点を一意的に決定するパラメータである。フロンティアラインは、ベクトル λ_i により各評価対象サンプルにとって最も効率性を高めるように決定される。制約式(5)及び(6)の右辺は評価対象となるデータセットを用いている。

また、DDFモデルの非効率値は、予め設定した方向ベクトル $g(g_x, g_y)$ によって規定される。方向ベクトルはどのデータ項目に着目して非効率性を計測するかを表している。たとえば、フロンティアラインからの距離 β をある投入要素1つだけに関連付ければ(非ゼロとすれば)、非効率値は他のデータ項目を一定とした場合に非効率的なサンプルがフロンティアラインを参照することによって、その投入要素をどこまで減らせるかによって決まる。ここでは簡便に説明するために、縦軸に y を横軸に x を用いた場合に、市場産出財のみに方向ベクトルを関連付けたときの非効率性測定方法を図2.1に示す。図2内の β_k は、非効率的企業 K がフロンティアラインを参照することによって、自社の市場投入財を増やすことなく、どれだけの市場産出財が増加可能であることを示している。

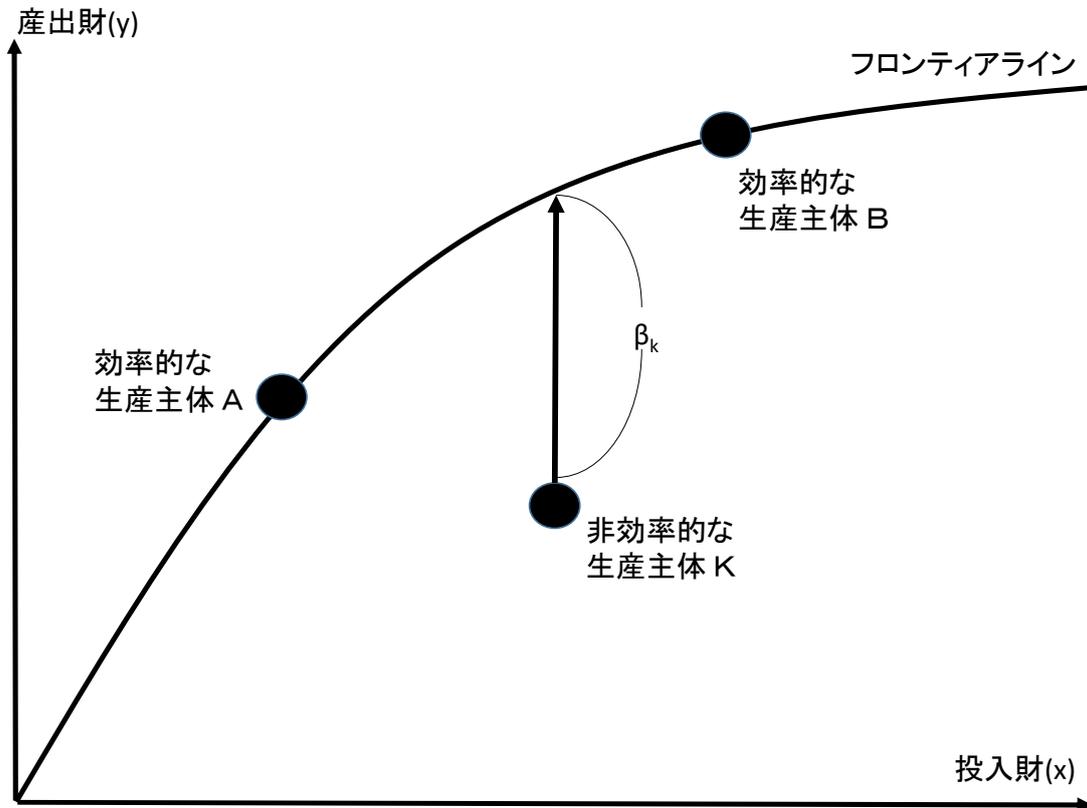


図 2.1 産出財のみに方向ベクトルを関連付けた場合の図

2.1.2.2 シャドウプライスの推計

DDF を用いたシャドウプライスの推計方法は、Lee *et al.* (2002)、Maradan *et al.* (2005) や Färe *et al.* (2006) などによって発展されてきた。既存研究より、投入財(x)の価格 q は、市場産出財(y)の価格 p を用いて式(8)のように表すことが可能である。

$$q = p \times \frac{\partial D(\cdot) / \partial x}{\partial D(\cdot) / \partial y} \quad (8)$$

ここで、計算に用いた市場産出財が金額データである場合は $p=1$ として計算することが可能である。投入財の価格 q は、生産主体が生産規模を縮小させることで、投入財を 1 単位削減した場合に、減少する市場産出財の価値を反映している。

Lee (2002) では、式(8)で得られるシャドウプライスには各生産主体の非効率性の違いが反映されておらず、現実的ではないと述べており、式(8)に非効率性要素 σ_y と σ_b を乗じることで非効率性を考慮したシャドウプライスの計算式を式(9)のように提案している。

$$q = p \times \frac{\partial D(\cdot)/\partial x}{\partial D(\cdot)/\partial y} \times \frac{\sigma_x}{\sigma_y} \quad (9)$$

ここで、非効率性要素 σ_y と σ_b は式(10)で与えられる。 (y^*, b^*) は評価対象の生産主体が非効率性を計測するときに参照先とする点であり、フロンティアラインと Directional Vector の交点である。

$$\sigma_x = \frac{1}{1 - D(\cdot) \frac{g_x}{x^*}}, \sigma_y = \frac{1}{1 - D(\cdot) \frac{g_y}{y^*}} \quad (10)$$

この推計の背景には、効率的な生産を達成している生産主体は、非効率的な生産主体よりも投入財を効率的に活用していると考えられるため、投入財を1単位削減された場合には犠牲となる市場産出財が大きい傾向にあるというものである。逆に考えると、非効率的な生産を行っている主体は、投入財の削減によって犠牲となる市場産出財は小さいと表現できる。

本分析では異なる生産非効率性の企業間では、投入財を一単位削減した場合に犠牲となる市場産出財の価値は異なると仮定し、各生産主体の非効率性をシャドウプライスに反映させる手法を用いることとし、式(10)を用いてシャドウプライスの推計を行った。

2.1.3 データ

2.1.3.1 データ変数の説明

本調査では、都道府県別に森林面積のシャドウプライスの推計を試みる。都道府県における林業は、主として森林組合によって実施されている傾向にあることから、本調査では森林組合統計を活用することで都道府県別のデータセットの構築を進める。

表 2.1 は、本調査で利用するデータ変数リストである。分析対象期間は森林組合統計が利用可能な2002年から2015年の14年間とする。金額データは総務省統計局の価格指数を用いて2011年価格に基準化を行っている。

本研究では、東京都、千葉県、大阪府の3箇所において、森林面積以外のデータ変数の利用が2008年から2015年にかけて不可能であることから、本研究ではこれら3箇所を除く44道県を対象に分析を行う。

表 2.1 データ変数の一覧と出典

データ名	単位	変数名	生産関数での扱い	データ出典
事業総利益	円	Profit	産出財	損益計算書
有形固定資産	円	Capital	投入財	貸借対照表
人件費総額	円	Labor	投入財	損益計算書
事業管理費	円	COGS	投入財	損益計算書
森林面積	ha	Forest	投入財	地区内森林面積

注：データはすべて農林水産省が公表する「森林組合一斉調査」の森林組合統計

(http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sinrin_kumiai/)より取得している。

2.1.3.2 本研究で使用するモデル

本研究では投入財の一つである森林ストック(x_{forest})のシャドウプライスに着目するために、森林ストックのみに β を関連つけた方向ベクトルを採用する。この場合、北海道を評価対象とした場合の計算式は以下となる。

目的関数

$$Max. \beta_{北海道} \quad (11)$$

制約式

$$\sum_{i=1}^{44} y_i^{Sale} \lambda_i \geq y_{北海道}^{Sale} \quad (12)$$

$$\sum_{i=1}^{44} x_i^{Labor} \lambda_i \leq x_{北海道}^{Labor} \quad (13)$$

$$\sum_{i=1}^{44} x_i^{Capital} \lambda_i \leq x_{北海道}^{Capital} \quad (14)$$

$$\sum_{i=1}^{44} x_i^{COGS} \lambda_i \leq x_{北海道}^{COGS} \quad (15)$$

$$\sum_{i=1}^{44} x_i^{Forest} \lambda_i \leq x_{北海道}^{Forest} \times (1 - \beta_{北海道}) \quad (16)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i = 1, 2, \dots, k, \dots, N) \quad (17)$$

この計算式から得られた非効率性 $\beta_{北海道}$ は、市場産出財及び森林ストック以外の投入財を変化させずに、森林ストックをどれだけ削減可能であるかを表している。非効率値 $\beta_{北海道}$ は0から1の間で定義され、値が大きいがより非効率である。

2.1.3.3 データの経年変化及び分布

次に、分析に用いたデータの経年変化と地域別の分布を紹介する。表 2.2 は、データが利用できない東京都、千葉県、大阪府を除く 44 道県の平均値の推移を示している。表 2.2 より、事業総利益は 2002 年から 2012 年にかけて減少傾向にあるが、その後増加に転じている。同様に人件費や事業管理費も、事業総利益の推移と類似した傾向で推移しており、木材市場の縮小や拡大に伴って、林業事業者が投入要素を調整していることが伺える。

一方で有形固定資産においては、長期間利用する設備を対照としていることから、市場の変化に応じて短期的な調整を行うことが困難な投入財である。こした面から、人件費や事業管理費に比べて変化率が小さいことが分かる。最後に、森林面積は 2002 年から 2015 年にかけて大きな変化は見られなかった。

表 2.2 データ変数の経年変化(44 道県の平均値)

10 億円	10 億円	10 億円	10 億円	100 万 ha
-------	-------	-------	-------	----------

	事業総利益 (Profit)	人件費 (Labor)	有形固定資産 (Capital)	事業管理費 (COGS)	森林面積 (Forest)
2002年	64.27	44.05	57.27	15.58	24.57
2003年	64.28	43.35	55.52	14.97	24.51
2004年	58.54	42.11	55.40	14.12	24.83
2005年	54.66	40.35	55.52	13.06	24.59
2006年	54.93	38.81	55.20	12.72	24.63
2007年	56.37	38.38	54.57	13.03	24.60
2008年	55.44	37.47	55.72	13.56	24.62
2009年	56.69	37.44	54.07	13.30	24.67
2010年	54.47	36.54	53.80	13.38	24.48
2011年	51.74	35.44	53.93	13.16	24.53
2012年	48.05	34.29	53.82	13.14	24.67
2013年	54.60	35.10	52.84	13.45	24.63
2014年	55.79	35.11	53.94	14.37	24.42
2015年	55.32	35.28	52.85	14.09	24.47

注：東京都、千葉県、大阪府はデータの欠損のため分析対象から除外している。

貨幣データはすべて2011年価格に基準化している。

次に、44道県の地域別の分布を図2に示す。図2.2では、産出財である事業総利益を分子に、投入財である4つのデータを分母として用いた4つの指標を表している。データ対象年は2015年度である。図2.2より4つの指標で異なる地域分布を有していることが読み取れる。都道府県別の分布は地図で表示、profitとの比率で4つの地図を作成した。

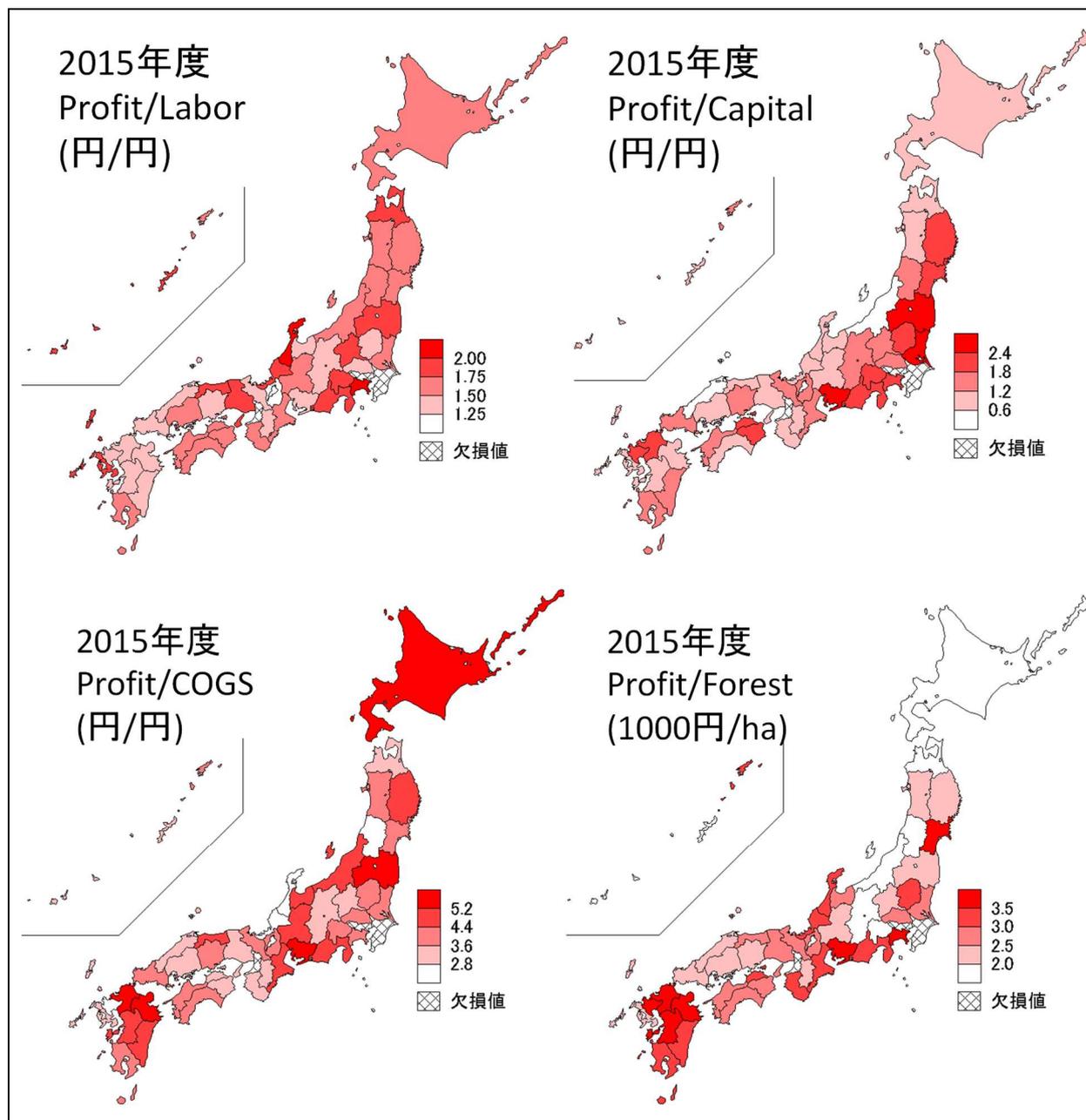


図 2.2 2015 年度における産出財と投入財の比率の地域分布

図 2.2 より、事業総利益と有形固定資産の比率を示した Profit/Capital で、大きな地域間格差が観測された。特に指標の値が低い新潟県(0.43)や島根県(0.55)と比較して、茨城県(3.27)や愛知県(3.50)では 6 倍以上の値を有しており、有形固定資産の利用効率が低いことが分かる。これほどまでに大きな格差が生じた理由としては、島根県や新潟県を含め、日本海側に位置する地域では雪害対策などに追加的に設備を導入する必要があることから、有形固定資産の投入量が増加した点が指摘できる。

また、事業総利益と森林面積の比率を示した Profit/Forest では、面積が大きい北海道や長野県、さらに東北地方で低い傾向が見られ、東海・九州地方では指標が高い傾向にあることが明らかとなった。一方で、Profit/Labor と Profit/COGS では、地域間格差は他二つの指標に比べて小さい傾向にある。これは表 2 の説明でも述べたように、人件費や事業管理費は短期的に調整を行いやすい投入財で

あり、市場規模や需要の変化に応じて各地域の林業組合が調整を実施した点が、地域間格差が小さい理由として挙げられる。

2.1.4 分析結果

図 2.3 に地域別の森林面積のシャドウプライス(円/ha)の変化を示す。2002 年時点の森林面積のシャドウプライスの全国平均は 4000 円/ha であったが、2015 年では 2.5 倍の 10,000 円/ha まで上昇している。図 2.3 より、特に西日本の地域で森林面積のシャドウプライスが上昇していることが分かる。この変化について次の 2 点が理由として挙げられる。

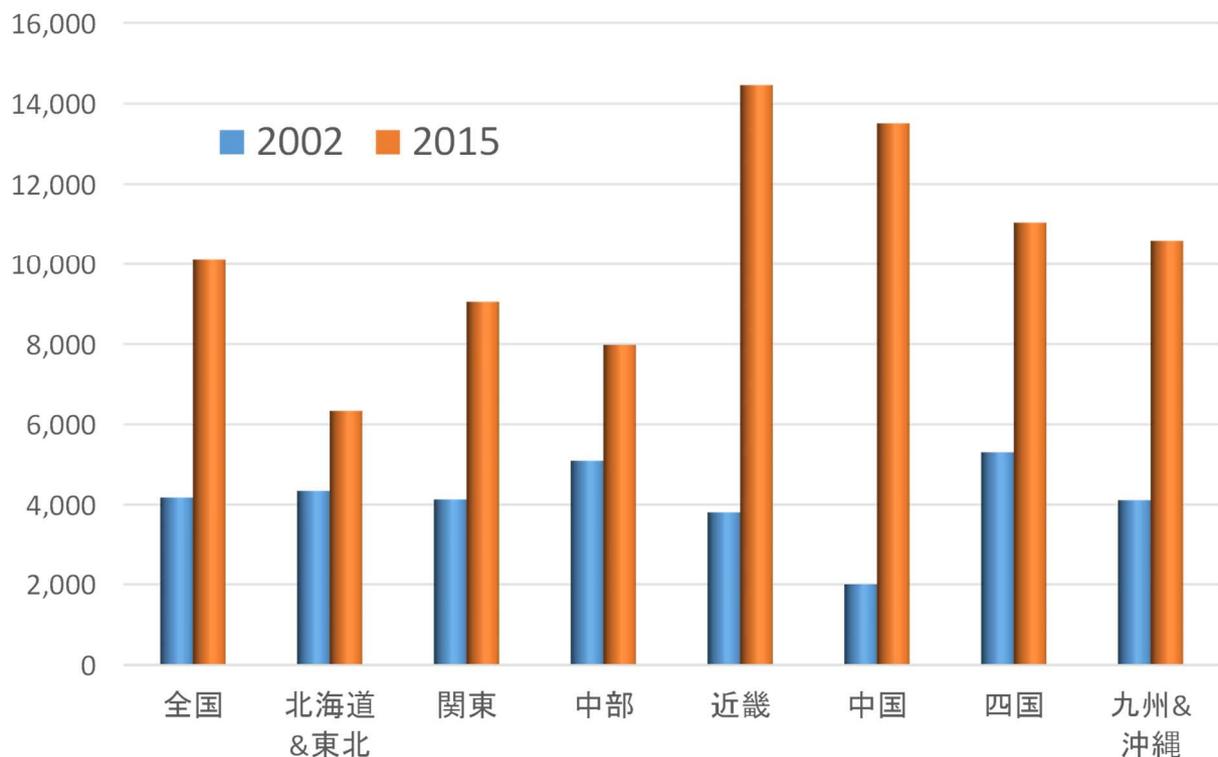


図 2.3. 地域別の森林面積のシャドウプライスの推移(円/ha)

一点目の理由として、国内外における森林需要の増加である。2010 年に施行された「公共建築物等における木材の利用の促進に関する法律」により、国が整備する公共建築物に対して法令基準の対価建築物とすること、または主要構造部を対価構造とすることが求められていない場合には、原則としてすべて木造化する目標が設定されている (日刊工業新聞, 2017)。この法律によって、地方自治体の 9 割が「公共建築物における木材の利用の促進に関する方針」を策定しており、2014 年度では 3668 件の公共建築物が木造建築で造られている。加えて、再生可能エネルギーの固定価格買取制度も森林資源の需要を高める要因として考えられる。

また供給側における技術進歩も木材市場を拡大させた要因として指摘できる。木造建造物の短所であった耐火性についても、技術進歩による対応が進んでいる。竹中工務店が開発した耐火集成材「燃

エンウッド」は2011年に1時間耐火部材として国土交通大臣認定を取得した商品であり、耐火性が要求される建造物においても木材を活用した建築を行うことが可能となる。環境負荷低減や木材活用促進などの貢献から、「燃エンウッド」は2012年の第9回エコプロダクツ大賞農林水産大臣賞を受賞している(竹中工務店, 2012)。

以上の事例から、木材の供給側では活用を促進するための技術進歩が進んでおり、また需要側においても公共建造物においては優先的に木材を活用する制度設計が進んだ点が、国内における木材需要を拡大した要因として考えられる。

また、日本産木材の国外需要の増加も顕著に現れている。図2.4は、国別における木材輸出額の推移である。図2.4より、中国、韓国、台湾、フィリピン向けの木材供給額が大幅に上昇しており、2011年の64億円から2015年の183億円と、3倍に輸出額が拡大していることが分かる。

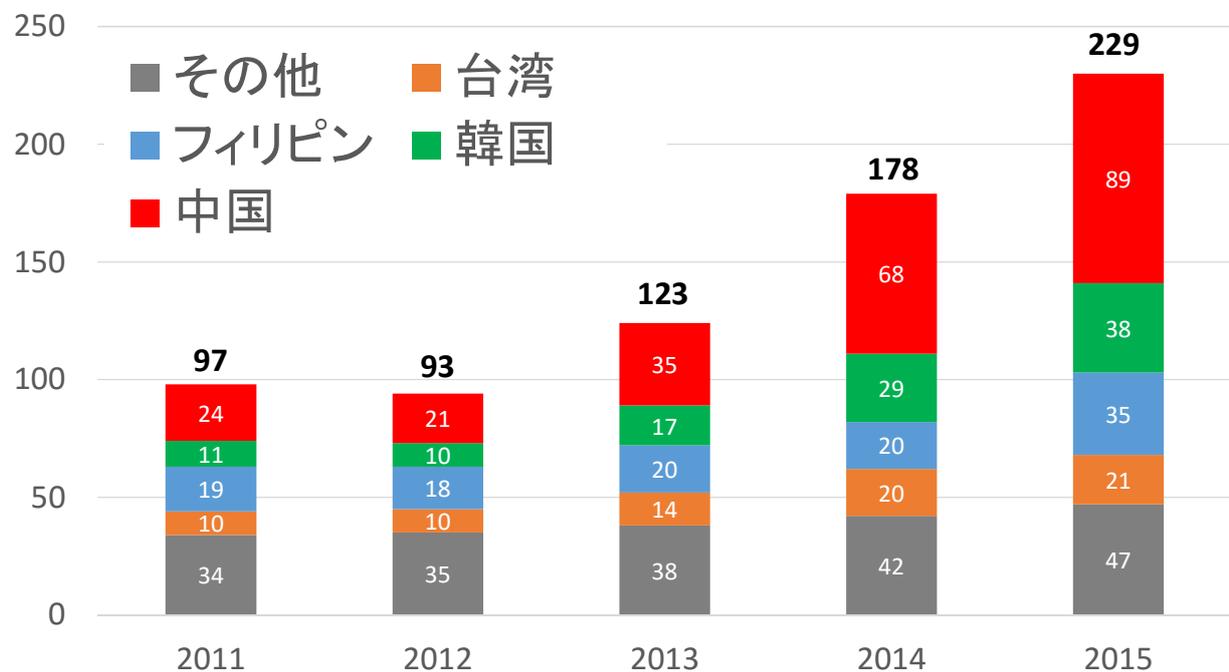


図 2.4. 国別における木材輸出額の推移(億円)

出典：貿易統計より著者作成

日本の木材需要の高まりの理由として、ヒノキの高級感や成分(ヒノキチオール)の健康効果(殺菌・生理活性化作用等)が指摘されている(首相官邸, 2016)。また、木材輸出額の約4割が丸太であり加工前の森林資源も海外市場において高い需要を得ていることが分かる。一方で、丸太の輸出では全体の約8割が九州の港から行われている。この理由として、輸入国である中国や韓国に近いため、輸送コストを低く設定することが出来る点や、輸送時間の短縮により丸太の品質劣化を抑制することが出来る点が挙げられる。図2.3の説明で述べたように、2015年で西日本の都道府県でシャドウプライスが高い傾向にある理由は、東日本の都道府県に比べて海外からの木材需要に対する立地のアドバンテージを有していることが指摘できる。

2.1.5 まとめ

本年度では、日本政府が公表する統計データを活用した森林資源のシャドウプライス推計方法の開発を実施した。特筆すべき点として、生産関数アプローチを活用したシャドウプライスの推計方法を適用することで、労働や固定資本など市場競争力を測る上で重要な要素も明示的に考慮した形での推計を実施することが可能でとなる。

推計結果では 2002 年から 2015 年にかけて日本の森林面積のシャドウプライスは大幅に上昇しており、特に西日本の地域で上昇幅が大きい傾向にある。この要因として木材を優先的に活用する制度設計がなされた点や、耐火性に優れた耐火集成材の開発などが指摘できる。加えて、韓国や中国などのアジア各国における日本産木材需要の拡大も、森林面積のシャドウプライスを押し上げた要因の一つとして考えられる。

林野庁(2017)によれば、日本政府は平成 30 年度予算概算要求においても、「木材需要の創出・輸出強化総合対策事業」として 8.7 億円を設定しており、その目的として公共建築物の木造化・木質化に向けた普及促進、地域内エコシステムの構築、高付加価値木材製品の輸出拡大、木の文化の情報発信を挙げている。こうした取り組みにより、国内外の日本産木材需要を高めることが予想されることから、森林資源のシャドウプライスも引き続き上昇していくものと予想する。

本研究で推計した森林面積のシャドウプライスの経年比較及び地域間比較より、市場における木材の価値とシャドウプライスの間で整合的な関係性が見られることが明らかとなった。この結果は、政府統計データと経済学的手法を適用することで、少ない費用負担及び労力で自然資本の市場的価値を推計する方法として、本研究で提案するシャドウプライスの推計フレームワークが適用可能であることを示唆している。

当然、詳細な自然資本価値を推計することは重要であり、そのために仮想的市場評価法などを適用する必要がある。その一方で、費用負担や必要となる労力を考えれば、生態系サービスの定量評価及び生態系勘定フレームワークを継続的に適用するためには、定期的に公開される統計データなどからシャドウプライスを推計することが出来る推計手法が補完的なアプローチとして重要な役割を担うと考える。

2.2 3年間の研究を通じて得られた成果

2.2.1 森林資源データについて

平成 27 年度では、生態系サービスの量的計測を目的としたデータ取得作業を実施した。サブグループ 1 において森林資源に関する生態系サービスの質的調査が進められていることから、量的調査においても主に森林資源をデータ収集対象としている。具体的なデータ変数としては、森林面積(ha)、森林蓄積(m³)について、樹種別(針葉樹 or 広葉樹)、成立過程別(人口林 or 天然林)に分類を行い、データ収集を行った。加えて、本研究の最終目標でもある新国富指標を地域別に推計するために、都道府県別でのデータ収集を実施している。

上記データ変数に加えて、本年度調査では森林の育成期間(年)及び密度(m³/ha)データの経年変化についても、取得データより推計を行った。育成期間及び密度データは森林資源の質的指標として活用が期待できるとともに、生態系サービスの向上に向けた効率的な伐採計画や植林計画を策定する際に、

重要な指標になると言える。また、森林の生態系サービスを評価する上で重要となる公益的機能についても本調査では着目した。特に、水土保持、資源循環、人との共生の3つの側面に焦点を当て、森林の公益的機能の利用形態が地域間でどのように異なるかについて考察を行った。

データ取得対象となる森林は、計画対象森林（5条森林及び7条の2森林）である。5条森林とは「森林法第5条第1項に基づく地域森林計画の対象となっている森林」を指し、「計画対象民有林」と同意である。また、7条の2森林は「森林法第7条の2第1項に基づく国有林の地域別の森林計画の対象となっている森林」を指すものであり、「計画対象国有林」と同意である。

本年度のデータ収集作業において、主に利用したデータの出典を表2.3と表2.4に記す。

表 2.3. 2000 年世界農林業センサスの概要

<p>URL: http://www.maff.go.jp/j/tokei/census/afc/2010/00kekka.html</p> <p>(1) 森林面積[ha](人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(2) 森林蓄積[m3](人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(3) 齢級別森林面積[ha] (人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(4) 森林の公益的利用面積 [ha]</p> <p>(5) 森林を文化教育活動に利用している施設数・利用者数</p> <p>(6) 竹林(ha)、伐採跡地(ha)、未立木地(ha)</p>

表 2.4. 森林資源の現況の概要

<p>平成 17 年 4 月 1 日現在 URL: http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h19/index.html</p> <p>平成 24 年 3 月 31 日現在 URL: http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h24/index.html</p> <p>(1) 森林面積[ha](人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(2) 森林蓄積[m3](人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(3) 齢級別森林面積[ha] (人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(4) 齢級別森林蓄積[ha] (人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(5) 森林の公益的利用面積 [ha] & 蓄積[m3] (2012 年は取得不可)</p> <p>(6) 竹林(ha)、伐採跡地(ha)、未立木地(ha)</p>
--

森林資源の経年変化をみるために、上述したデータベースより得られた 2000 年度、2006 年度、2011 年度の 3 時点に着目し比較を行う。図 2.5 は国内の樹種別・成立過程別の森林面積の経年変化を示す。図 2.5 より、森林面積は 2000 年度から 2011 年度にかけて、大きな変化が見られないことが分かる。加えて、樹種別・成立過程別での分類においては、人工林・針葉樹や天然林・針葉樹の面積が微小ながら減少し、天然林・広葉樹及び人工林・広葉樹の面積が若干ではあるが増加している。

特に人工林・広葉樹では増加面積こそ大きくないが、増加率では 2000 年度から 2011 年度にかけて、36%の増加を達成していることから、人工的に広葉林面積を増加させる取り組みがなされていることが示唆される。田中他(2012)では、「戦後植栽された約 1000 万 ha 弱の針葉樹人工林のうち、手入れ不足になってしまった林分や経済的に成り立たない林分については、今後、生物多様性の保全や、水土保 全などの公益的機能を持続的に発揮できるよう、混交林、広葉樹林へと誘導・育成することが求められています。」と記載しており、研究成果の中で人工林・針葉樹を広葉樹に誘導する技術について紹介を行っている。こうした視点・取り組みによって、人工林・広葉樹面積の増加が 2000 年度以降に達成されたと考えられる。

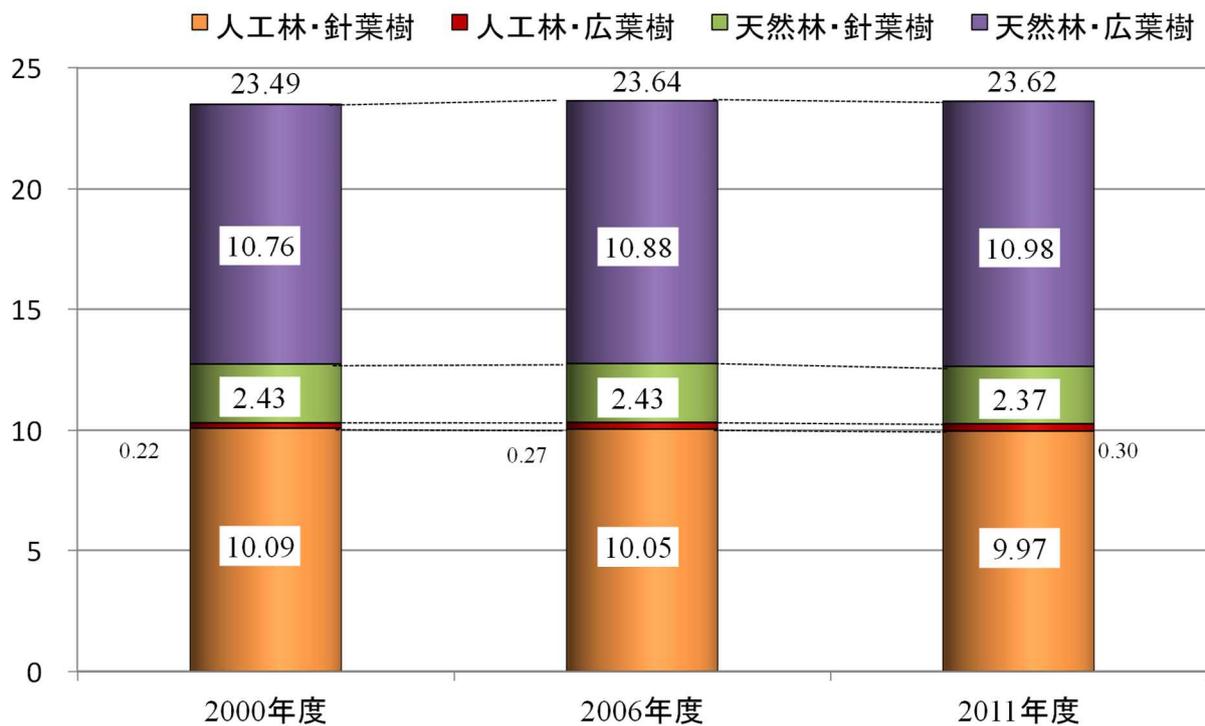


図 2.5. 国内の樹種別・成立過程別の森林面積の経年変化 (100 万 ha)
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2.6 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の面積変化率を都道府県別に示したものである。図 2.6 より、長野県、岐阜県、京都府、中国地方などで人工的に広葉樹面積が拡張されていることが分かる。一方で、千葉県、北海道、東北地方では、天然林の針葉樹面積が上昇傾向にあることから、地域によって森林面積の変化傾向に差が生じていることが明らかとなった。

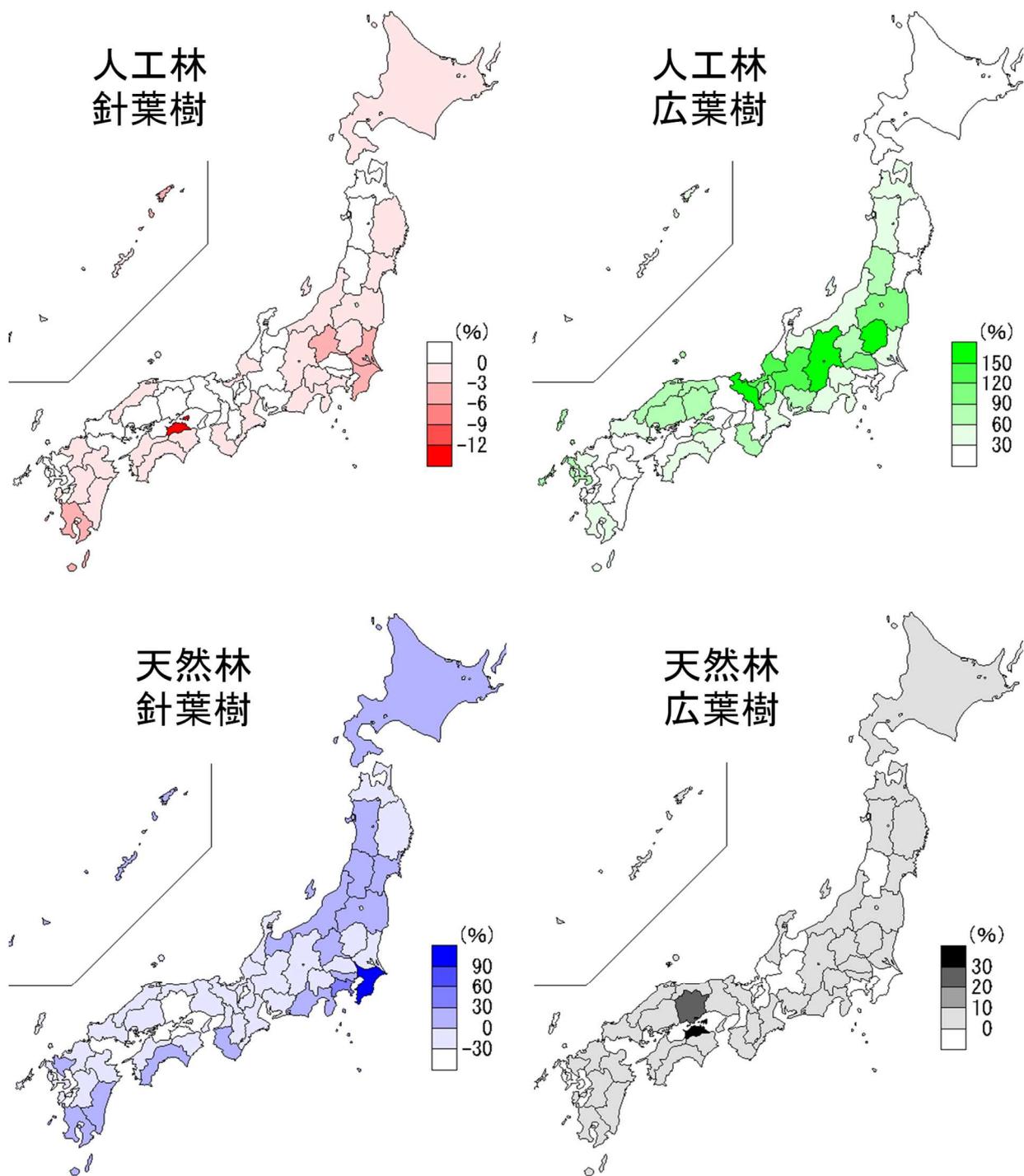


図 2.6 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の面積変化率
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

次に、森林蓄積量の変化について考察を行う。図 2.7 は、樹種別・成立過程別の森林蓄積量の経年変化を表した図である。図 2.7 より、天然林針葉樹以外の 3 つの蓄積量が、大幅に増加していることが分かる。特に人工林針葉樹は約 8 億 7 千万 m³ の蓄積量が増加しており、これは蓄積量増加分の 77% を占める。

また、面積の経年変化と同様に 2000 年度から 2011 年度における人工林広葉樹の増加率は 100%を超えており、急速に森林蓄積量が上昇していることが読み取れる。一方で、天然林針葉樹の蓄積量増加率は、他の樹種や成立過程の蓄積量に比べて 8.8%と低い水準にある。

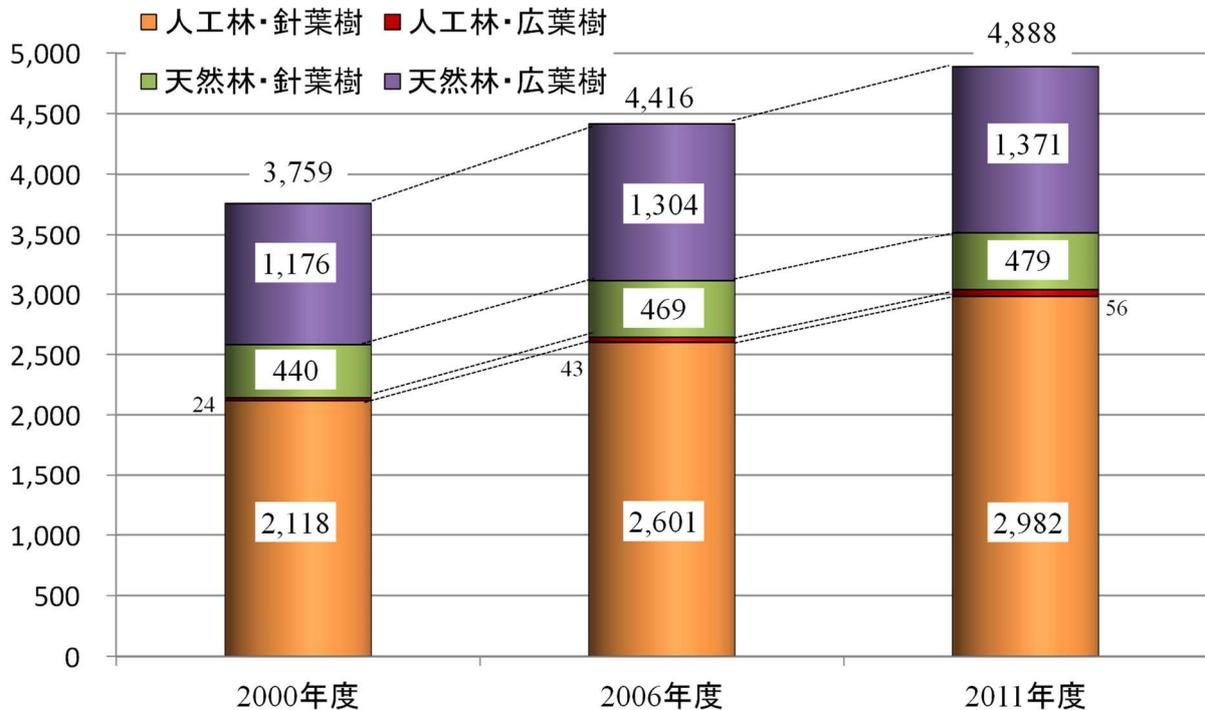


図 2.7. 国内の樹種別・成立過程別の森林蓄積の経年変化 (100 万 m³)
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2.8 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の森林蓄積量変化率を都道府県別に示したものである。図 2.6 と図 2.8 を比較してみると、人工林広葉樹では面積が大きく拡張している地域に加えて、東北地方や四国地方でも増加傾向にあることが分かる。

また、人工林針葉樹では、日本海側の都道府県で蓄積量の増加率が高い傾向にあり、特に島根県は 90%を越える蓄積量増加が観測された。興味深い点として、長野県、広島県では、天然林針葉樹以外の樹種・成立過程で森林蓄積が増加傾向にある一方で、山形県では天然林広葉樹以外で蓄積量が増加する傾向である。加えて、宮崎県では 4 分類すべてで蓄積量が大きく増加していることから、都道府県別に蓄積量変化の傾向は多様であることが明らかとなった。また、面積変化では地域別に類似した傾向が観測されたが、蓄積量変化では位置的に近い県であっても異なる傾向を持つケースが特に天然林において多く観測された点も、注視すべきポイントであると言えよう。

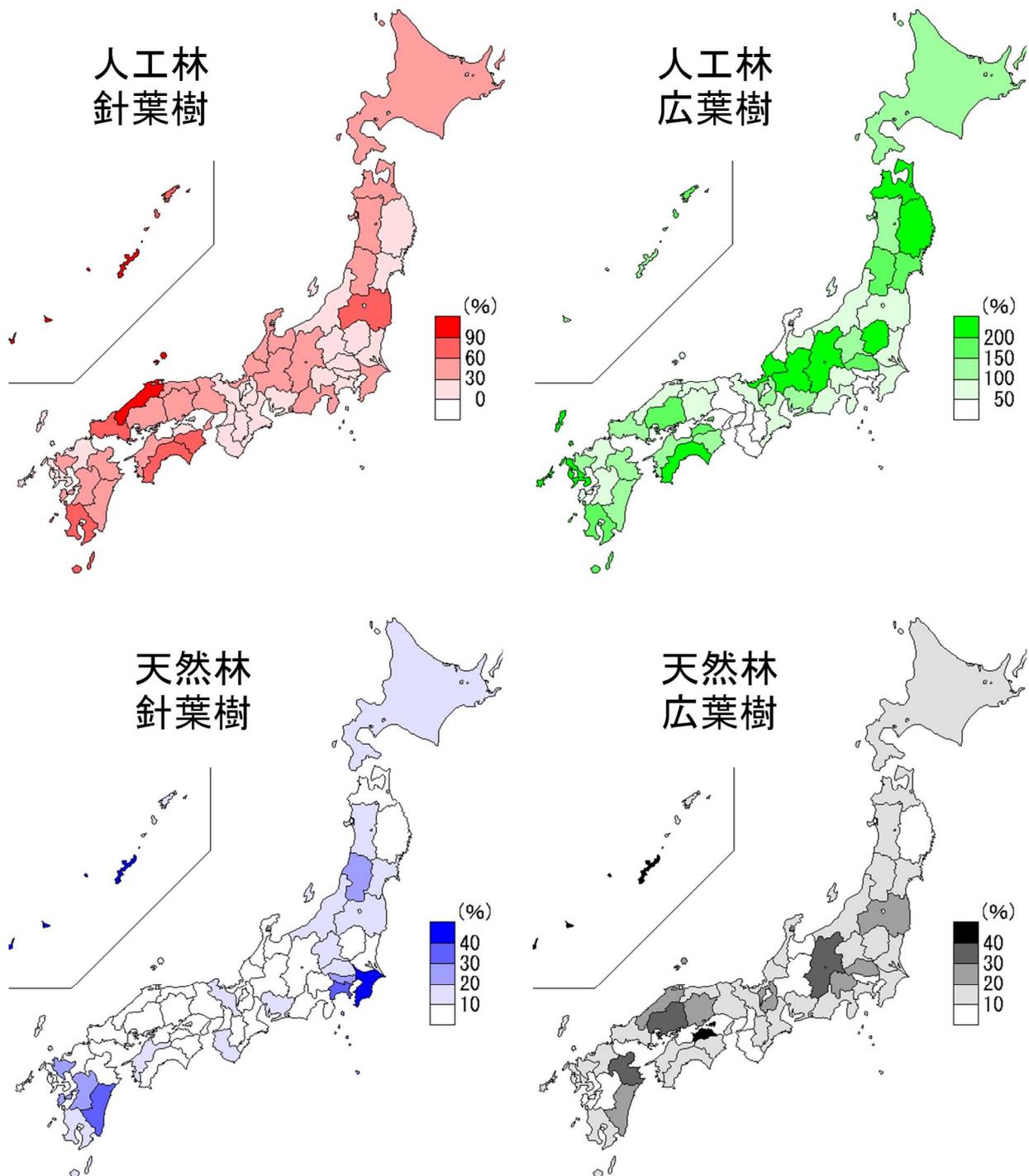


図 2.8 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の蓄積量変化率
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

次に、国内における森林生育期間の経年変化について考察を行う。図 2.9 は国内の樹種別・成立過程別の森林生育期間の経年変化を表した図である。図 2.9 の森林の生育期間は各出典に記載されている齢級別面積を利用し、齢級区分で定められている生育期間の中央値を用いることで推計を行った。生態系サービスを評価する上で森林の育成期間は、森林資源の質を評価する重要な指標となる。そ

の理由として、育成期間が長く今後生育が見込めない森林については、生育過程で期待できる炭素貯留の効果も低い点が挙げられる。加えて、林野庁では「齢級構成の均衡がとれた森林資源の造成」を目標として掲げている。一方で、現状では長期の育成期間を経た人工林が多く存在しており、バランスが取れているとは言えない。

図 2.9 より、全体的な森林の齢級は 2000 年度から 2011 年度にかけて、大きな変化は見られなかった。一方で、人工林と天然林との間では、明確に傾向の違いが観測された。人工林では年々齢級が上昇傾向にあるが、天然林では 2000 年度から 2006 年度にかけて下降傾向にある。2006 年度から 2011 年度にかけては天然林の中でも、針葉樹では平均育成期間が減少傾向にあるが、広葉樹では若干上昇傾向にあることが分かる。

人工林の育成期間の上昇は、2000 年度から 2011 年度にかけて森林資源管理のための間伐が十分に行えていない点が示唆される。これは、植樹当時は建築材としての需要が見込まれた森林資源に対して、生育速度が早いスギ・ヒノキ等の針葉樹を集中的に植林したが、今日の林業衰退に影響を受けた結果、間伐を進めることが難しい点が理由の一つとして挙げられる。

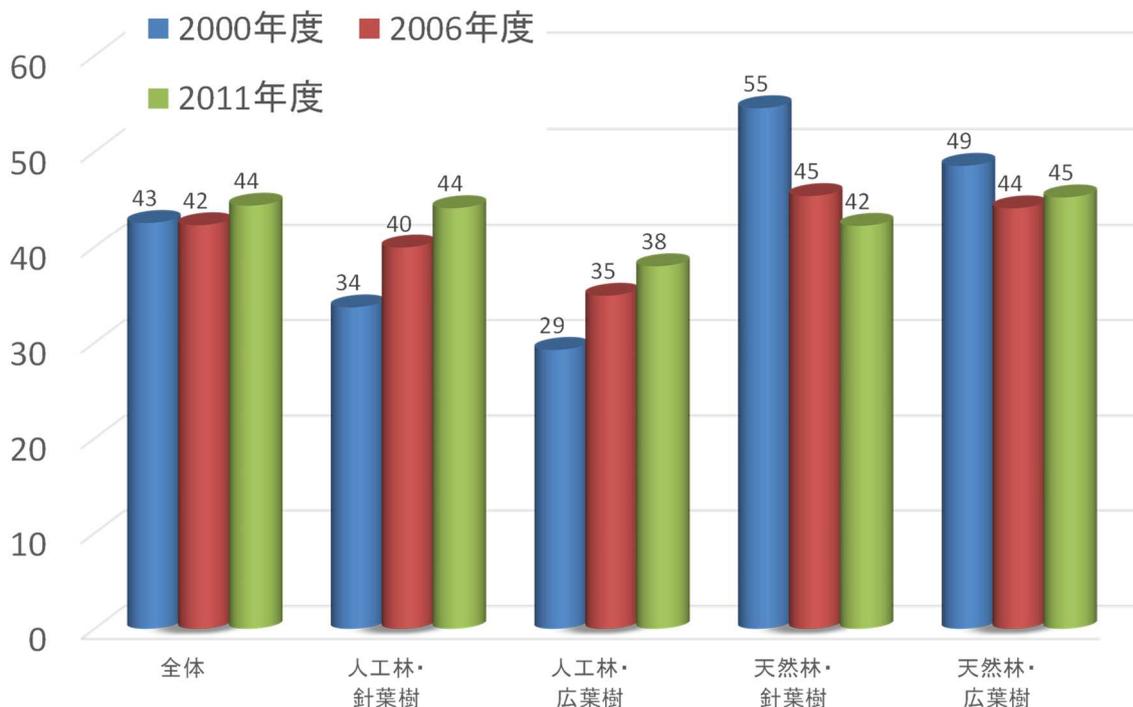


図 2.9. 国内の樹種別・成立過程別の森林育成期間の経年変化（年）
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2.10 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の育成年数変化率を都道府県別に示したものである。図 2.10 より、人工林針葉樹では全国的に育成期間が長くなっている傾向が分かる。一方で人工林広葉樹では、四国・九州で育成期間の上昇が顕著に現れているものの、近畿や関東地域では、他地域に比べて育成期間の上昇幅が小さいことが明らかとなった。

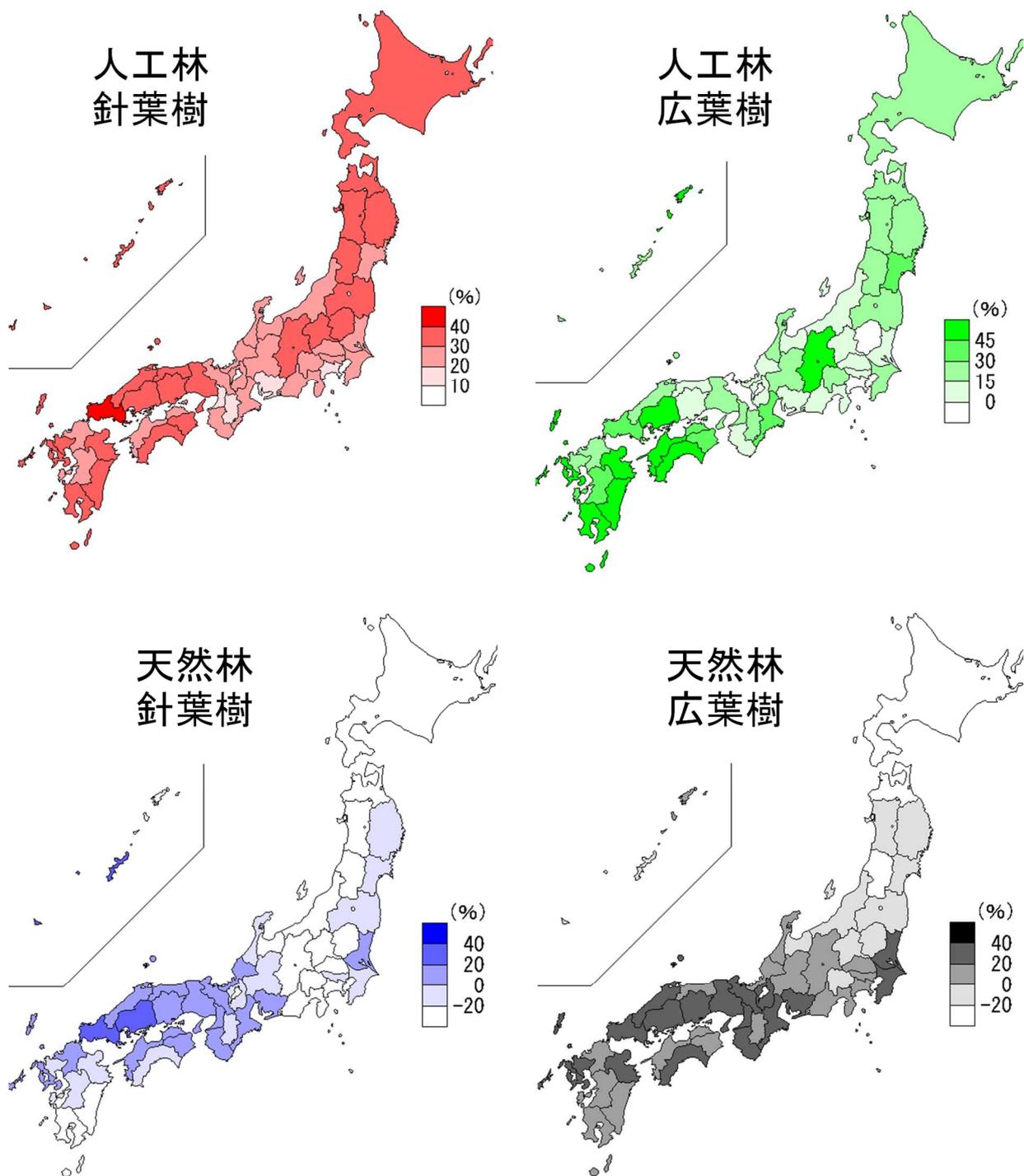


図 2.10 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の育成期間変化率
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

また、天然林では、東日本で 2000 年度から 2011 年度にかけて育成期間が短縮している都道府県が多く存在している一方で、西日本では期間が延びている傾向にある。東日本と西日本で天然林針葉樹の育成期間が明確に分かれている点は、興味深いと言える。これらの地域間での違いがどのような要因によってもたらされているかを、要因分解分析法などを用いて、明らかにする。

次に、森林密度データの経年変化について考察を行う。図 2.11 は国内の樹種別・成立過程別の森林密度の経年変化を示したものである。ここで密度データは、上述した森林蓄積量を森林面積で除したものであり、1ha 当たりの森林蓄積量を表す指標である。密度データも育成期間同様に森林の質を表すデータをして活用が可能である。森林密度は、森林の間伐度合いを示す指標としても活用が可能である。一般的に間伐を行うことで森林内の立木密度を適切に保ち、木々がバランスよく日光や土壌から栄養を得ることで健全な森林に導くことが期待できる。加えて、適切な森林密度に保つことは、森林のもつ多面的機能を高度に発展すると言われている(林野庁, 2002)。

図 2.11 よりすべての樹種・成立過程の組み合わせで密度が上昇傾向にあることが分かるが、その速度は人工林と天然林で異なる。人工林では、針葉樹で 42%、天然林で 75%の増加を達成しており、急速に密度が上昇していることが分かる。一方で天然林では、針葉樹及び広葉樹で 12%と 15%にとどまっており、森林密度に大きな変化は見られない。これらの結果は図 2.9 で示した育成期間のデータと整合的であり、人工林の間伐の必要性が明確に示されている結果となっている。

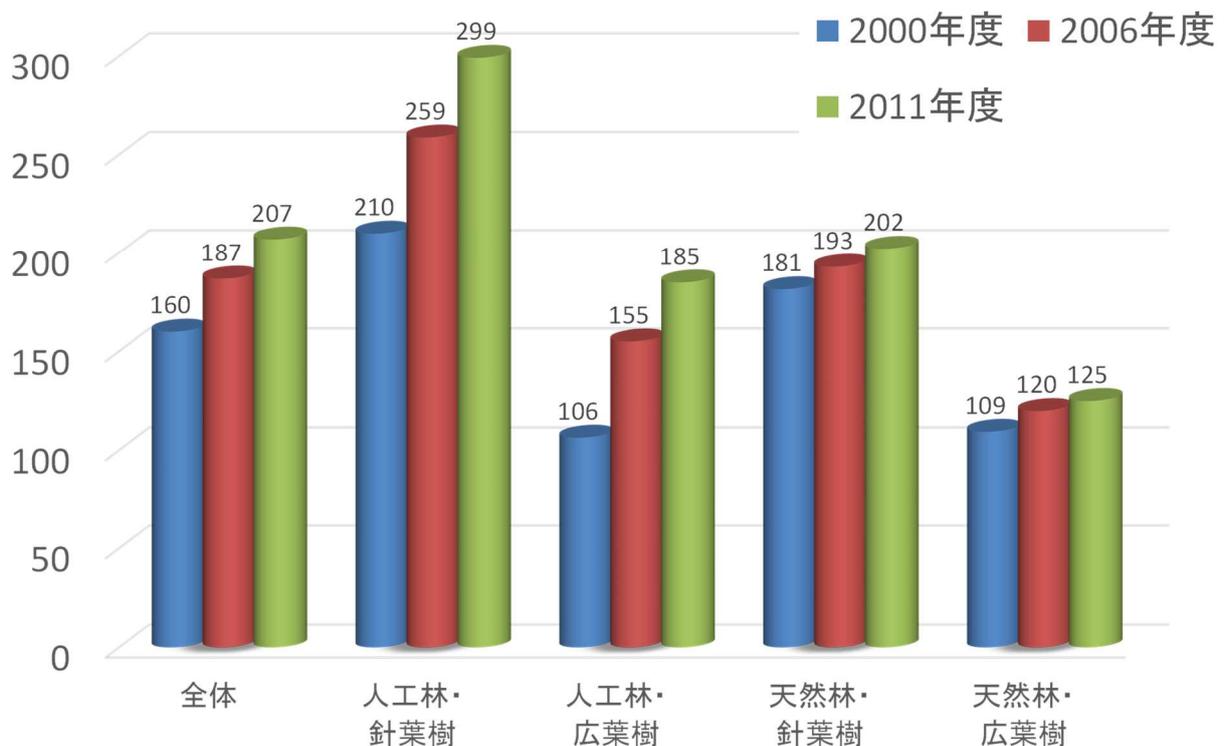


図 2.11. 国内の樹種別・成立過程別の森林密度の経年変化 (m³/ha)
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2.12 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の森林密度変化率を都道府県別に示したものである。図 2.12 より、人工林では針葉樹及び広葉樹の変化率で類似した傾向が観測された。大きく異なる点としては、福島県、山口県、島根県で針葉樹では密度が大幅に上昇している一方で、広葉樹では上昇幅が他地域に比べて低い傾向にある。また、天然林では針葉樹と広葉樹の密度において、都道府県別に異なる傾向で推移していることが明らかとなった。密度変化は間伐作業と強

い関係性を持っていることから、各都道府県の森林管理戦略の違いが反映された可能性が示唆される。

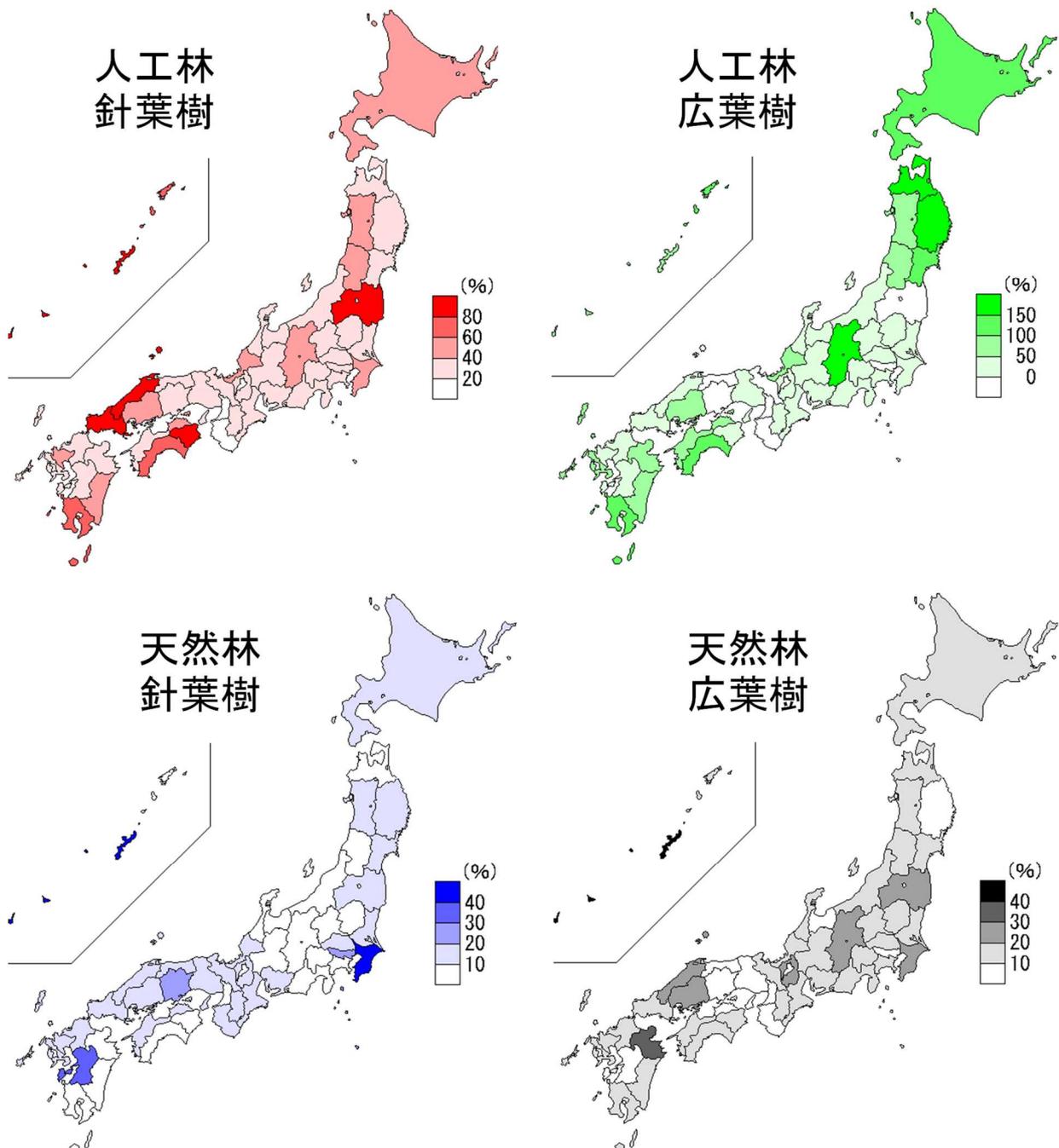


図 2.12 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の森林密度変化率
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

最後に、森林の公益的機能について考察を行う。森林の公益的機能に関するデータは「2006 年度の森林資源の現況」のみデータが利用可能であったことから、2006 年度の地域間比較について考察を進める。図 2.13 は都道府県別における公益的機能別の森林面積割合を示したものである。公益的機能別の森林面積割合は、「2006 年度の森林資源の現況」で分類されている「水土保持林」、「森林と人との共生林」、「資源の循環利用林」の 3 つの公益的機能に対して、各公益的機能を有する森林面積を分子

に、3つの公益的機能面積の総和を分母として計算している。この割合によって、各都道府県が有する公益的森林面積の中で、どの機能を有する面積が割合として大きいのかを明らかにすることが可能である。

図 2.13 より、森林と人との共生林の面積割合は、東日本及び中部北陸地域で高い傾向にあり、西日本で低い割合となっている。一方で資源の循環利用林の利用割合では、東日本に比べて西日本で高い傾向にある。水土保持林では、年間降水量が少ない中国・四国地域や九州地域で高い割合となっている。これら公益的機能面積の割合の違いは、各地域における森林利活用に関する需要と解釈することが出来る。従って、公益的機能面積の割合の違いに着目した目的別の森林管理戦略が重要であると言える。

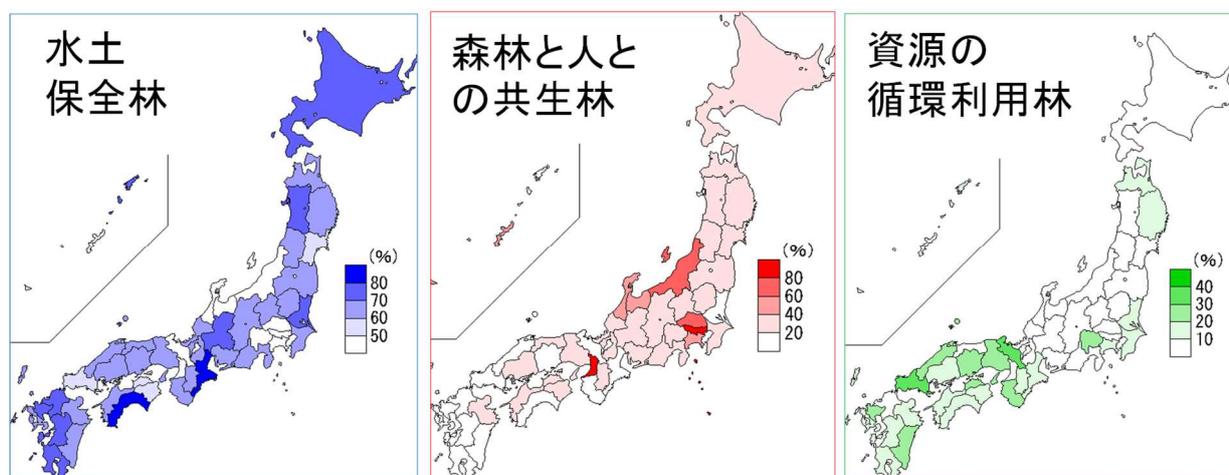


図 2.13. 各都道府県における公益的機能別の森林面積割合 (%)

(出典) 森林資源の現況より著者作成

(注) 3つの公益的機能の森林面積割合の合計は 100%となる

森林データを用いて、要因分解による生態系サービスの減少要因について分析した。要因分解では次のような恒等式を検討した。

$$\text{VALUE} = \frac{\text{VALUE}}{\text{Tree covered area}} \times \frac{\text{Tree covered area}}{\text{Forest area}} \times \text{Forest area}$$

ただし、ここで VALUE は生態系資源の価値を表し、Tree covered area は立木地面積、Forest area は森林面積を表す。右辺の第 1 項は原単位要因、第 2 項は管理要因、第 3 項は量的要因とみなせる。それぞれについてデータの時間変化から各要因のウェイトを推定した結果が図 2.14 である。

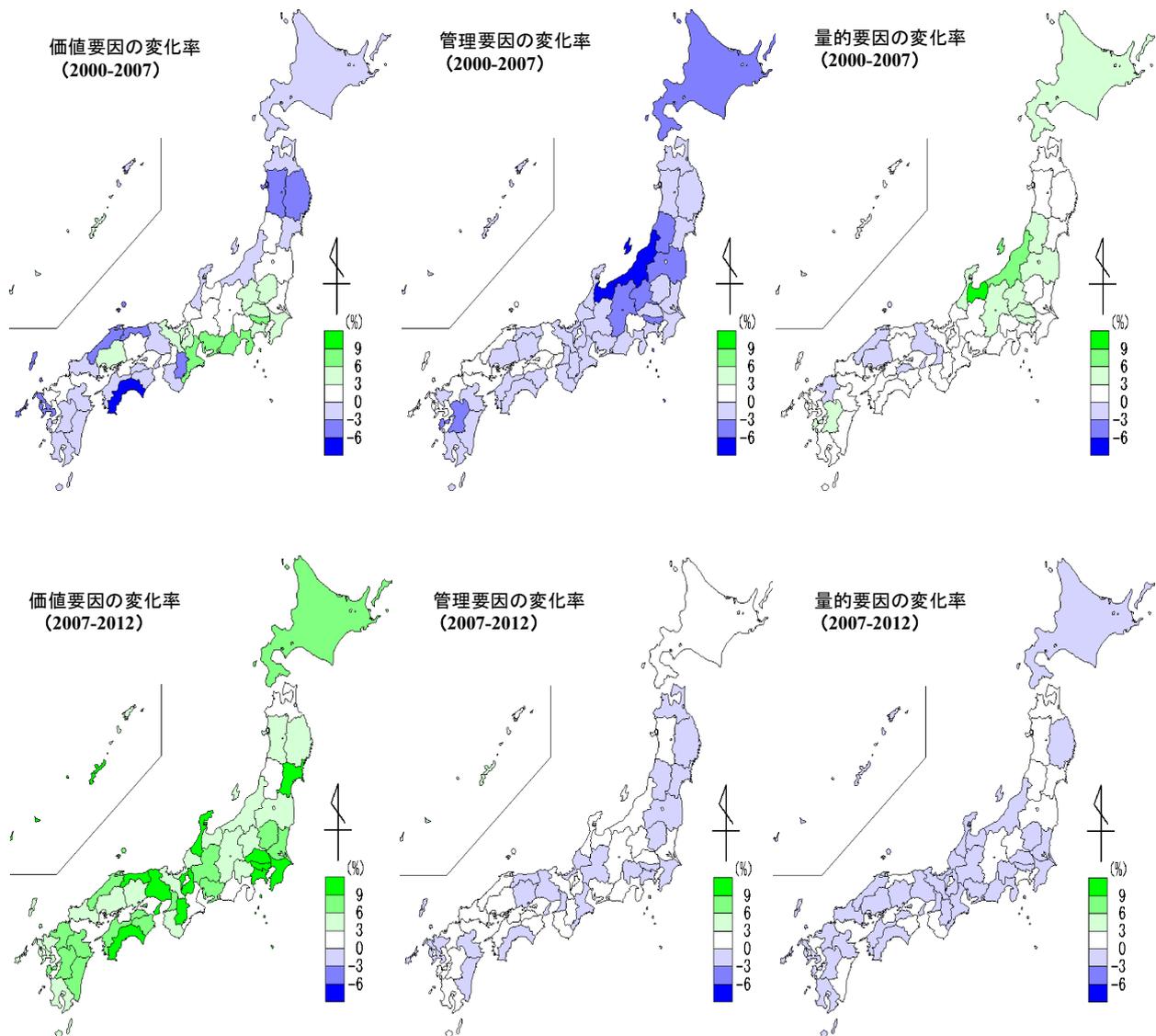


図 2.14 森林生態系サービスの変化要因

要因分解から、全国的に原単位価値の変化が森林生態系サービス価値の増加要因になっていること、中部地方において管理要因が生態系サービス価値の減少要因になっていること、規模要因の影響は全国的にそれほど大きくないことがわかる。

2.2.2 湿地資源データについて

生態系勘定で含まれるべき項目として、わが国における重要な生態系サービス供給源は森林、湿地、沿岸資源が挙げられる。このうち、森林資源の量的測定と評価については平成 27 年度の研究として実施済みである。そこで平成 28 年度では、湿地および沿岸資源の量的測定を行う。

2.2.2.1 湿地（河川・湖沼）生態系サービスに関する自然資本データベースの整備

陸水生態系の状態は過去数十年に亘り、劣化してきている（環境省 生物多様性及び生態系サービスの総合評価に関する検討会、2016）。このような自然資本の劣化は生態系サービスの減少をもたらすと考えられ、それゆえ私たち人間の福利に大きな影響を与える。しかし、これまで自然資本としての陸水生態系が、どの程度減少してきたかということについてはあまり体系的に把握されていない。そこで、本節では全国の陸水生態系の多くを占める河川・湖沼について、その面積の変遷を過去から現在に亘り、把握することを試みる。

2.2.2.2 手法とデータ

国土数値情報の土地利用細分メッシュを用いて、河川・湖沼の面積を把握する。対象年はデータが存在する 1976 年、1987 年、1991 年、1997 年、2006 年、2009 年の 6 時点とし、評価単位は都道府県とする。面積の算出には ArcGIS10.3 を利用し、土地利用細分メッシュを全国で統合したものから、都道府県別に河川・湖沼の面積を算出する。なお、1976 年から 1997 年までは日本測地系で、2006 年から 2009 年は世界測地系で作成されたものであり、それぞれを重ね合わせた場合には若干の誤差が生じることには留意が必要である。

2.2.2.3 評価結果

全国的に河川・湖沼の面積は減少傾向にある（図 2.15）。特に、2006 年から 2009 年の間での減少が大きいの。ただし、各年で土地利用図の作成方法は若干異なるため、この中には測定誤差のようなものが生じている可能性はある。また、2009 年時点での河川・湖沼の全国分布を図 2.16 に示す。

続いて、都道府県別の河川・湖沼の面積を示す（図 2.17）。当然のことながら、北海道や東北地方の都道府県など、面積が多い地域において河川・湖沼の面積も大きくなるが、琵琶湖や霞ヶ浦、宍道湖などの大きな湖を有する滋賀県や茨城県、島根県なども比較的大きな値を示している。また、2006 年から 2009 年の変化を都道府県別に表した図 2.18 からは、増加している都道府県と減少している都道府県があることがわかる。特に、北海道や沖縄県で増加の割合が大きく、一方、奈良県などで減少の割合が著しい。

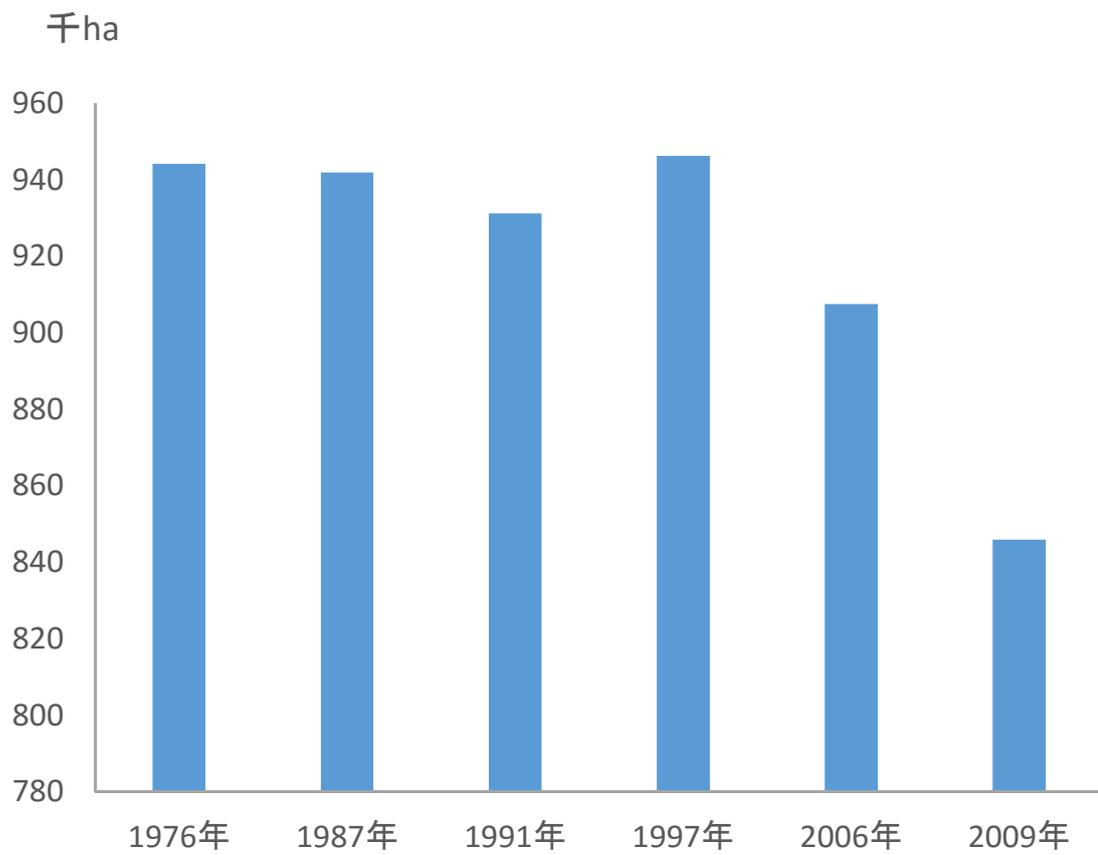


図 2.15 全国の河川・湖沼の面積



図 2.16 全国の河川・湖沼の分布（2009年）

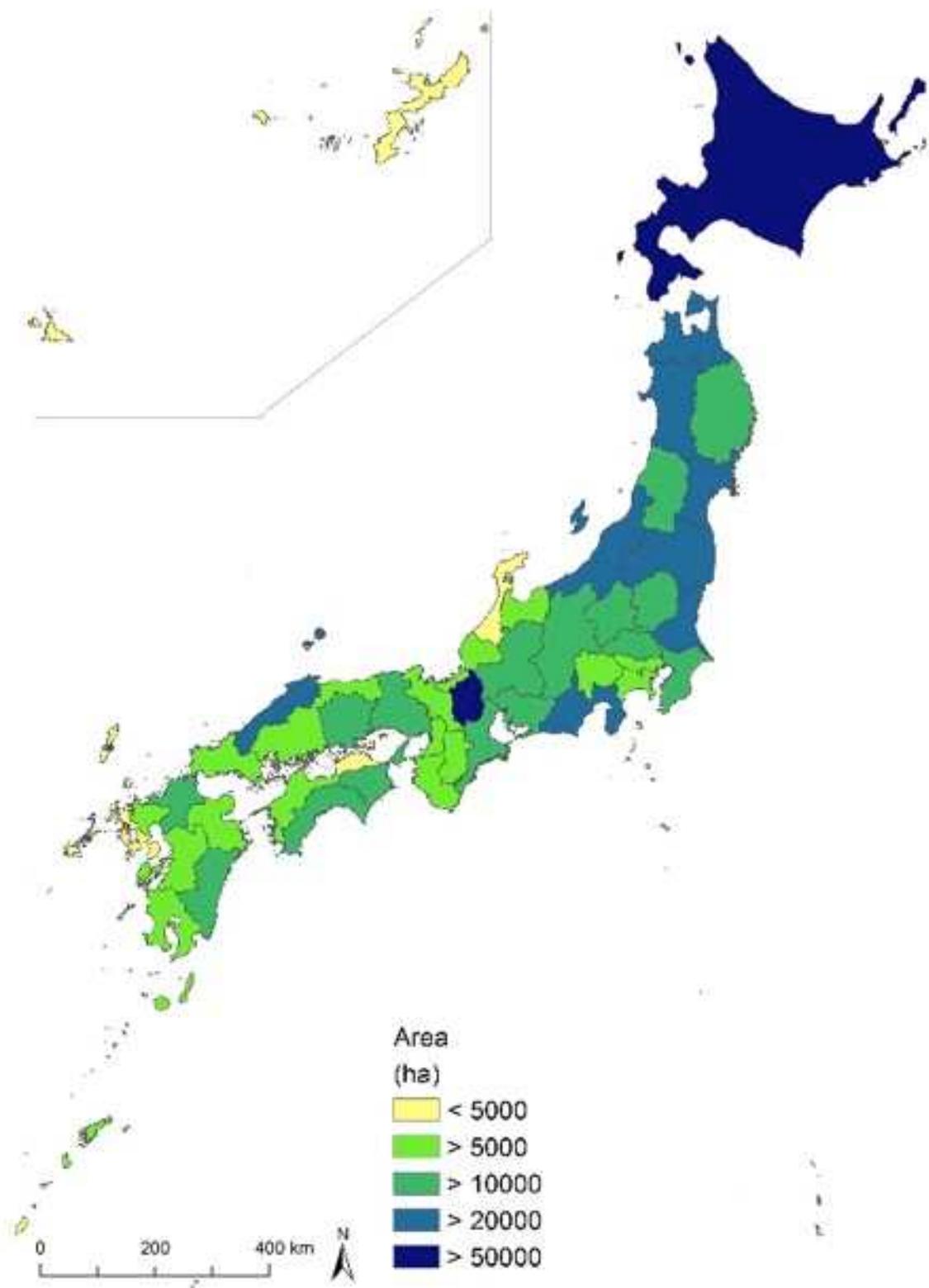


図 2.17 河川・湖沼の面積 (2009 年)

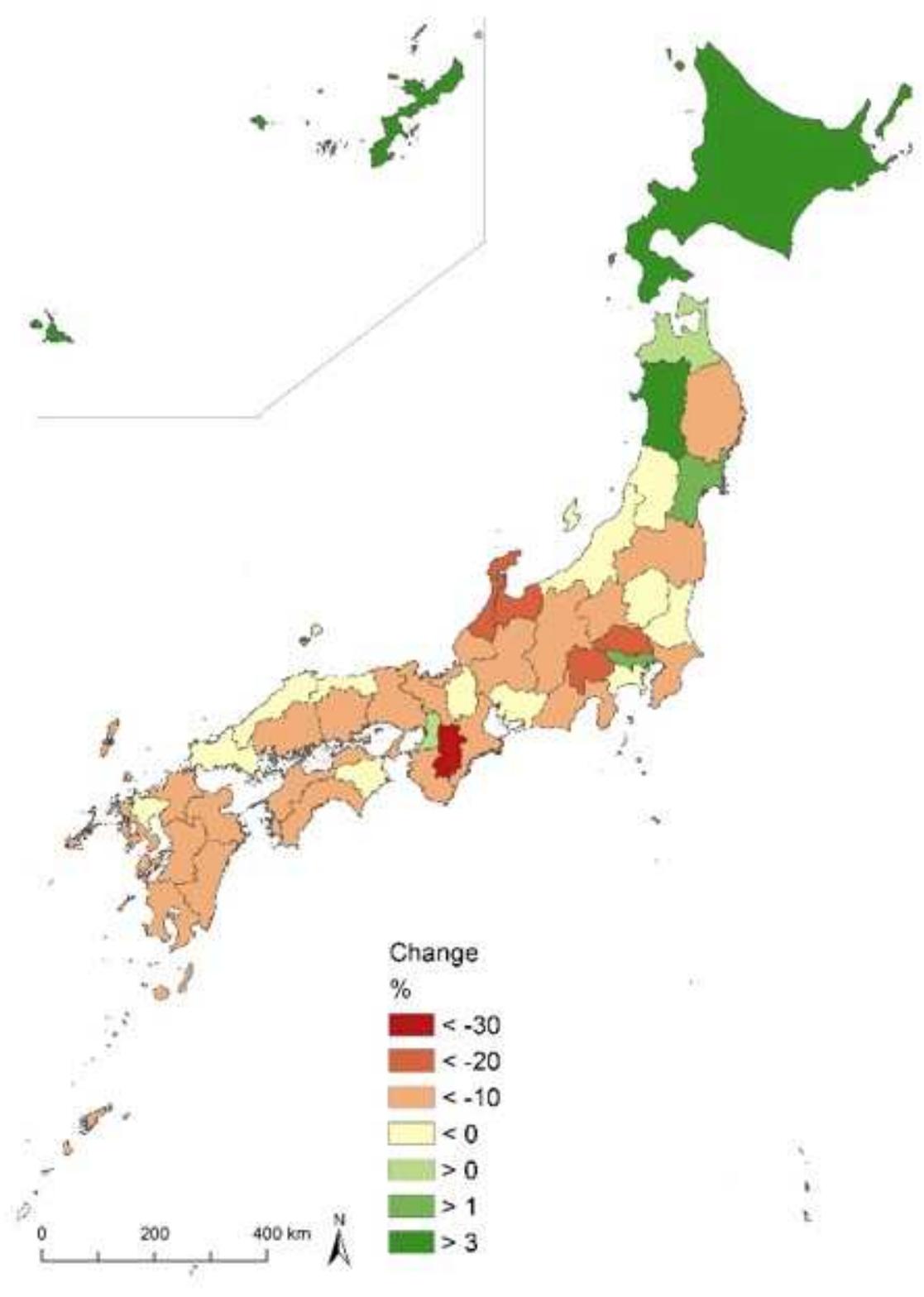


図 2.18 河川・湖沼の面積の変化（2006 年と 2009 年の比較）

2.2.2.4 湿地面積の推移と勘定表におけるデータ化

ここまでまとめられてきた面積の測定について、1章で議論した勘定枠組みに導入するためにデータ整理を行う必要がある。さらに、第3章で議論される原単位価値評価とも整合的に用意する必要がある。そこで本節ではラムサール条約の定義に従い、国土地理院が提供するGISデータから日本の湿地面積について、1987年から2009年にかけてのデータを整理した。

湿地はわが国における重要な生態系サービスの供給源であるのと同時に、自然資本の一種であり、持続可能性指標としての新国富指標などにおいても取り入れられるべき候補項目であるため、それら統合指標との連動も考慮する。以上のことから、生態系サービス供給源ならびに自然資本の一種としての湿地についての量的データを表2.3のようにまとめた。

表 2.3 日本の湿地面積の変化

	Prefecture	1987 (ha)	1991 (ha)	1997 (ha)	2006 (ha)	2009 (ha)
1	Hokkaido	181,805	182,297	186,182	172,347	180,417
2	Aomori	24,499	24,507	24,687	24,127	24,275
3	Iwate	18,613	18,531	18,478	19,034	17,125
4	Miyagi	22,419	21,625	21,348	20,567	21,024
5	Akita	31,117	31,105	30,391	30,457	31,436
6	Yamagata	19,082	19,036	18,930	17,893	16,664
7	Fukushima	35,345	35,174	35,809	35,716	30,394
8	Ibaraki	43,900	41,702	41,587	41,118	38,663
9	Tochigi	20,750	20,520	21,107	20,662	18,818
10	Gunma	13,102	13,274	13,475	13,922	11,700
11	Saitama	21,372	19,197	19,038	18,570	14,536
12	Chiba	19,024	17,726	17,787	15,201	13,371
13	Tokyo	6,651	6,342	6,300	6,345	6,518
14	Kanagawa	7,385	7,498	7,822	6,967	6,822
15	Niigata	31,841	29,495	30,405	28,142	26,068
16	Toyama	13,816	13,814	14,015	13,006	9,445
17	Ishikawa	6,532	6,528	6,715	6,269	4,506
18	Fukui	9,233	9,213	9,087	8,657	7,518
19	Yamanashi	11,117	11,091	11,061	10,300	8,127
20	Nagano	22,215	22,002	22,974	21,677	18,238
21	Gifu	20,916	20,957	21,814	23,085	19,588
22	Shizuoka	29,167	29,162	29,151	26,960	22,811
23	Aichi	18,778	18,837	19,344	14,493	13,196
24	Mie	17,326	17,822	18,690	16,201	14,094
25	Shiga	76,491	76,369	76,781	75,508	73,595
26	Kyoto	8,093	7,197	8,406	8,155	7,144
27	Osaka	7,820	7,116	7,541	6,905	6,935
28	Hyogo	17,251	17,478	18,448	17,746	15,646
29	Nara	7,087	7,682	8,160	7,429	5,069
30	Wakayama	10,763	10,639	10,885	10,016	8,407
31	Tottori	6,700	6,774	6,738	6,653	6,392
32	Shimane	23,629	23,550	23,682	24,168	23,676
33	Okayama	16,590	15,975	16,282	15,781	14,196
34	Hiroshima	10,127	10,180	10,567	11,103	9,749
35	Yamaguchi	7,843	7,967	8,364	8,446	7,836
36	Tokushima	12,570	12,558	12,536	11,859	10,869
37	Kagawa	5,550	5,496	5,570	5,302	4,740
38	Ehime	6,629	6,450	6,689	6,797	6,049
39	Kochi	12,377	11,976	11,991	12,201	10,619
40	Fukuoka	14,326	13,992	13,781	13,534	11,686
41	Saga	5,301	5,285	5,372	6,184	5,772
42	Nagasaki	2,363	2,416	2,585	2,643	2,255
43	Kumamoto	10,931	10,930	11,059	10,813	8,929
44	Oita	9,220	9,152	9,325	9,329	8,052
45	Miyazaki	13,805	13,876	14,428	14,472	12,928
46	Kagoshima	9,326	9,334	9,387	9,431	7,827
47	Okinawa	1,091	1,337	1,451	1,337	2,189
		941,890	931,183	946,227	907,528	845,916
	Estimated total wetland	1,190,758	1,177,222	1,196,241	1,147,317	1,069,426
	Total Change of Wetland		-13,536	19,018	-48,924	-77,891
	Annual Change of Wetland		-3,384	3,170	-5,436	-25,964

日本においては、急速な経済成長とともに湿地面積が過去数十年で減少している傾向にある。1987年においておよそ1,190,758 haであった湿地面積は、2009年においておよそ1 069 426 haに減少している。この変化は、過去22年間で10%の湿地面積が失われたことを意味する。毎年の湿地面積の変化を測定することは難しく、また微小な変化になるため意味も乏しいため、生態系勘定においても一定の時間間隔で整備していくことが妥当であると考えられる。

2.2.3 沿岸資源データについて

2.2.3.1 統計データの収集

平成28年度では、沿岸生態系サービスの量的計測を目的としたデータ取得作業を実施した。推計に利用したデータ変数は魚種別の漁獲量(ton)、漁船の船籍数(隻)、及び魚種別の価格(円)であり、これらについて海に面した40都道府県を対象にデータ収集を行った。データ収集対象年度は、漁業センサスが作成された2003年、2008年、2013年としている。加えて、本研究の最終目標でもある新国富指標を地域別に推計するために、都道府県別での海洋生態系サービスに関する自然資本ストックデータとして、水産資源供給のストック価格を推定した。本年度のデータ収集作業において、主に利用したデータの出典を表2.4から表2.6に記す。

表 2.4. 2003年データベース構築に利用したデータ出典の概要

<p>① 都道府県別の魚種別漁獲量[ton] 出典：平成15年漁業・養殖業生産統計 海面漁業の部 2-4. 大海区都道府県支庁別統計 魚種別漁獲量 http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000002569455</p>
<p>② 都道府県別の主とする漁業種類別動力漁船隻数[隻] 出典：2003年(第11次)漁業センサス 第2巻 海面漁業の生産構造及び就業構造に関する統計 11. 漁船及び乗組員 過去1年間の状況 主とする漁業種類別動力船隻数 http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000023623426</p>
<p>③ 魚種別の価格[円/kg] 出典：水産物流通調査 総括表(年次別統計表) 産地品目別上場水揚量・卸売価格(平成11年～20年)[内平成15年度分を利用] http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000007532073</p>
<p>④ 漁業種類別・魚種別漁獲量(全国値)[ton] 出典：平成15年漁業・養殖業生産統計 海面漁業の部 1-2. 全国統計 漁業種類別・魚種別漁獲量 https://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/GL08020103.do?_xlsDownload_&fileId=000003975632&releaseCount=5</p>

表 2.5. 2008 年データベース構築に利用したデータ出典の概要

① 都道府県別の魚種別漁獲量[ton]

出典：平成 20 年漁業・養殖業生産統計

海面漁業の部 2-2. 大海区都道府県支庁別統計 魚種別漁獲量

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000008598220>

② 都道府県別の主とする漁業種類別動力漁船隻数[隻]

出典：2008 年(第 12 次)漁業センサス 海面漁業に関する都道府県・大海区別統計

5. 漁船 主とする漁業種類別動力漁船隻数

[https://www.e-](https://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/GL71050103.do?_xlsDownload_&fileId=000003950281&releaseCount=2)

[stat.go.jp/SG1/estat/GL71050103.do?_xlsDownload_&fileId=000003950281&releaseCount=2](https://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/GL71050103.do?_xlsDownload_&fileId=000003950281&releaseCount=2)

③ 魚種別の価格[円/kg]

出典：2009 年 水産物流通調査

産地水揚量・価格（指定漁港）品目別水揚量・価額・価格表

http://www.market.jafic.or.jp/suisan/file/sanchi/2009/04_santihinmoku_2009.xls

*集計方法の変更により 2008 年のデータが利用できないため 2009 年のデータを利用

④ 漁業種類別・魚種別漁獲量(全国値) [ton]

出典：平成 20 年漁業・養殖業生産統計

海面漁業の部 1-2. 全国統計 漁業種類別・魚種別漁獲量

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000008598218>

表 2.6. 2013 年データベース構築に利用したデータ出典の概要

① 都道府県別の魚種別漁獲量[ton]

出典：平成 25 年漁業・養殖業生産統計

海面漁業の部 2-2. 大海区都道府県振興局別統計 魚種別漁獲量

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000028393805>

② 都道府県別の主とする漁業種類別動力漁船隻数[隻]

出典：2013 年漁業センサス 第 2 巻海面漁業に関する統計（都道府県編）

海面漁業の生産構造及び就業構造に関する統計 8. 漁船 主とする漁業種類別動力漁船隻数

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000030361518>

③ 魚種別の価格[円/kg]

出典：2013 年 水産物流通調査 産地水揚量・価格（指定漁港）品目別水揚量・価額・価格表

http://www.market.jafic.or.jp/suisan/file/sanchi/2013/04_santihinmoku_2013.xls

④ 漁業種類別・魚種別漁獲量(全国値) [ton]

出典：平成 25 年漁業・養殖業生産統計

海面漁業の部 1-2. 全国統計 漁業種類別・魚種別漁獲量

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000028393803>

2.2.3.2 水産資源供給に関する自然資本ストックデータの推計

水産資源ストックの推計を行う際に、Yamaguchi et al. (2016)で用いられている standard Schaefer harvest function を適用した。standard Schaefer harvest function を適用することで水産資源ストック量(S)は、漁獲量(H)及び漁獲努力量(E)を利用することで、式(1)で表される。

$$H = qES \quad (\text{式 1})$$

ここで、パラメーターqは水産資源の獲得確率(coefficient of catchability)を表している。本研究では、Arreguín-Sánchez (1996)及び Yamaguchi et al. (2016)を参考に、獲得確率qを0.1%として仮定した。

次に、都道府県別の漁獲量及び漁獲努力量のデータの推計方法について説明を行う。漁獲努力量については、Yamaguchi et al. (2016)を参考に、都道府県別の漁船の船籍数を利用する。加えて、漁獲量データについては、水産資源の価値が魚種によって大きく異なるため、本研究では可能な限り魚種を分類した形で漁獲量を利用する。この場合、ある魚種Aの漁獲量に対して、どのように漁船数データを対応させるかが課題となる。なぜなら、多くの漁船において、主目的とする魚種以外の水産資源も水揚げされるため、それらの集計を行う必要がある(例：沿岸マグロはえ縄漁船において、マグロ以外にカツオ・サメなどの水揚げが行われる)。

こうしたデータ推計上の課題に着目し、本研究では都道府県別での漁業種類別・魚種別漁獲量のデータを推計し、個別の魚種別に standard Schaefer harvest function を適用することで、魚種別の水産資源ストックの推計を試みた。ここで、漁業種類別とは、底びき網、はえ縄、そうまき、などの漁船の種類を指す。

図 2.19 では、四角は表 2.4 から表 2.6 で示した統計データを表している。角丸四角形は、データの計算作業を表しており、楕円形は推計されたデータを示している。図 2.19 では、表 2.4 から表 2.6 のデータを活用し、各都道府県の漁獲量の実情に適した形での漁業種類別・漁獲量の推計を行った。本研究では、図 2.19 で示す「調整済_都道府県別・漁業種類別・魚種別漁獲量データ」を利用し、都道府県別・漁業種類別・魚種別に standard Schaefer harvest function を適用することで、資本ストックの推計を実施した。各資本ストックを推計した後に、魚種別に価格データを乗じることで、物量換算から貨幣換算データに変換を実施した。参考資料として、表 2.7 に本研究で対象とした漁業種類を、表 2.8 で魚種を紹介する。

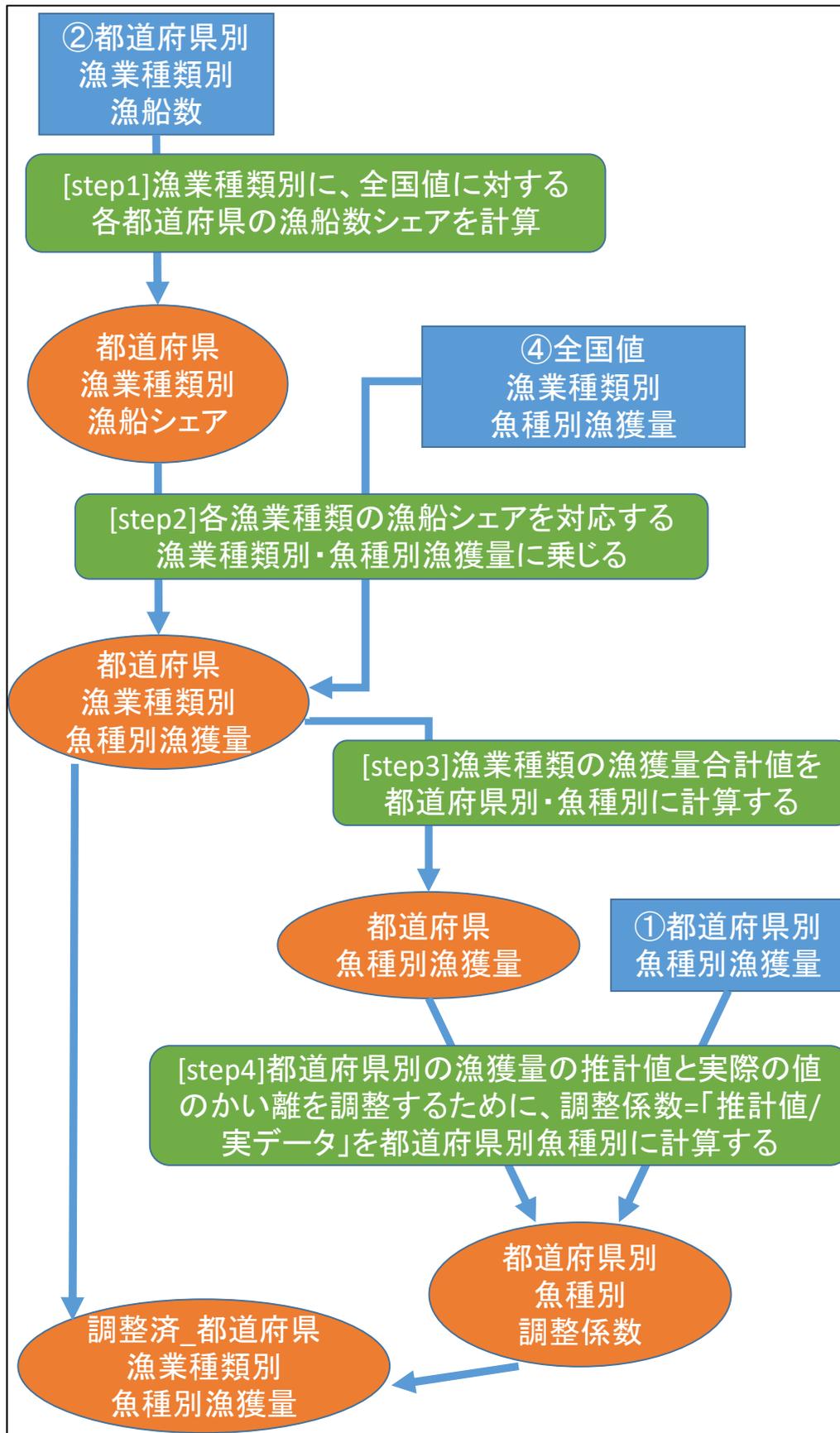


図 2.19 水産資源供給の自然資本ストック推計の手順

表 2.7. 本研究で対象とした漁業種類の一覧

遠洋底びき網、以西底びき網、そうびき、縦びき、横びき、ひき回し網、ひき寄せ網、地びき網、遠洋かつお・まぐろ・そうまき網、近海かつお・まぐろ・そうまき網、その他のそうまき網、そうまき巾着網、その他のまき網、さけ・ます流し網、かじき等流し網、その他の刺網、さんま棒受網、その他の敷網、大型定置網、さけ定置網、小型定置網、その他の網漁業、遠洋まぐろはえ縄、近海まぐろはえ縄、沿岸まぐろはえ縄、その他のはえ縄、遠洋かつお一本釣、近海かつお一本釣、沿岸かつお一本釣、遠洋いか釣、近海いか釣、沿岸いか釣、さば釣、ひき縄釣、その他の釣、採貝、採藻、その他の漁業

表 2.8. 本研究で対象とした漁業種類の一覧

[魚類に分類される種類]

くろまぐろ、みなみまぐろ、びんなが、めばち、きはだ、その他のまぐろ類、まかじき、めかじき、くろかじき類、その他のかじき類、かつお、そうだがつお類、さめ類、さけ類、ます類、このしろ、にしん、まいわし、うるめいわし、かたくちいわし、しらす、まあじ、むろあじ類、さば類、さんま、ぶり類、ひらめ、かれい類、まだら、すけとうだら、ほっけ、きちじ、はたはた、にぎす類、あなご類、たちうお、まだい、ちだい・きだい、くろだい・へだい、いさき、さわら類、すずき類、いかなご、あまだい類、ふぐ類、その他の魚類

[魚類以外に分類される種類]

いせえび、くるまえび、その他のえび類、ずわいがに、べにずわいがに、がざみ類、その他のかに類、あわび類、さざえ、あさり類、ほたてがい、その他の貝類、するめいか、あかい、その他のいか類、こんぶ類、その他の海藻類

2.2.3.3 水産資源供給の自然資本ストックの経年変化と地理的分布

次に、水産資源供給の自然資本ストックの地理的分布及び経年変化について、考察を行う。経年変化では、上述したデータベースより得られた 2003 年度、2008 年度、2013 年度の 3 時点に着目し比較を行う。図 2.20 は国内の魚類・魚類以外の沿岸生態系における水産資源供給サービスの自然資本ストックの経年変化を示す。図 2.20 より、自然資本ストック全体では 2003 年度から 2008 年度にかけて、大きな変化が見られないことが分かる。一方で、その内訳をみると、魚類は増加傾向にある一方で、魚類以外の水産資源供給の自然資本ストックは減少していることが見て取れる。この減少は、いか類及び海草類の自然資本ストックの金額が下降していることが要因である。

次に 2008 年度から 2013 年度にかけては、魚類の自然資本ストック上昇により、大幅に増加している。この背景として、漁協や漁業関係者による組織が、漁獲資源の保全に努めた成果が指摘できる。平成 22 年の水産白書第 1 章第 1 部では、「平成 23 年度からは、国・都道府県が定める資源管理指針に沿って、漁業者団体が休漁、漁獲量制限、漁具制限など公的規制に加えて自主的に取り組む資源管理措置をまとめた計画（資源管理計画）を策定し、資源管理に取り組む新たな資源管理制度が導入されました。この新たな枠組みは、公的規制やこれまでの資源回復計画、各地の自主的資源管理を包括するものであり、沿岸から沖合、遠洋まで、全国の漁業を対象とするものです。さらに、幅広い漁業者がこの新たな枠組みのもとで計画的に資源管理に取り組むことを促すため、資源管理計画に沿って資源管理に取り組む漁業者を対象に、「資源管理・漁業所得補償対策」を講じることにしています。」と記載しており、水産資源管理に向けた新たな枠組みが成立し、水産資源供給の自然資本ストックの増加に貢献していると考えられる。具体的な数値データを用いた資源保全の取り組みの内容について、後述で詳しく説明を行う。

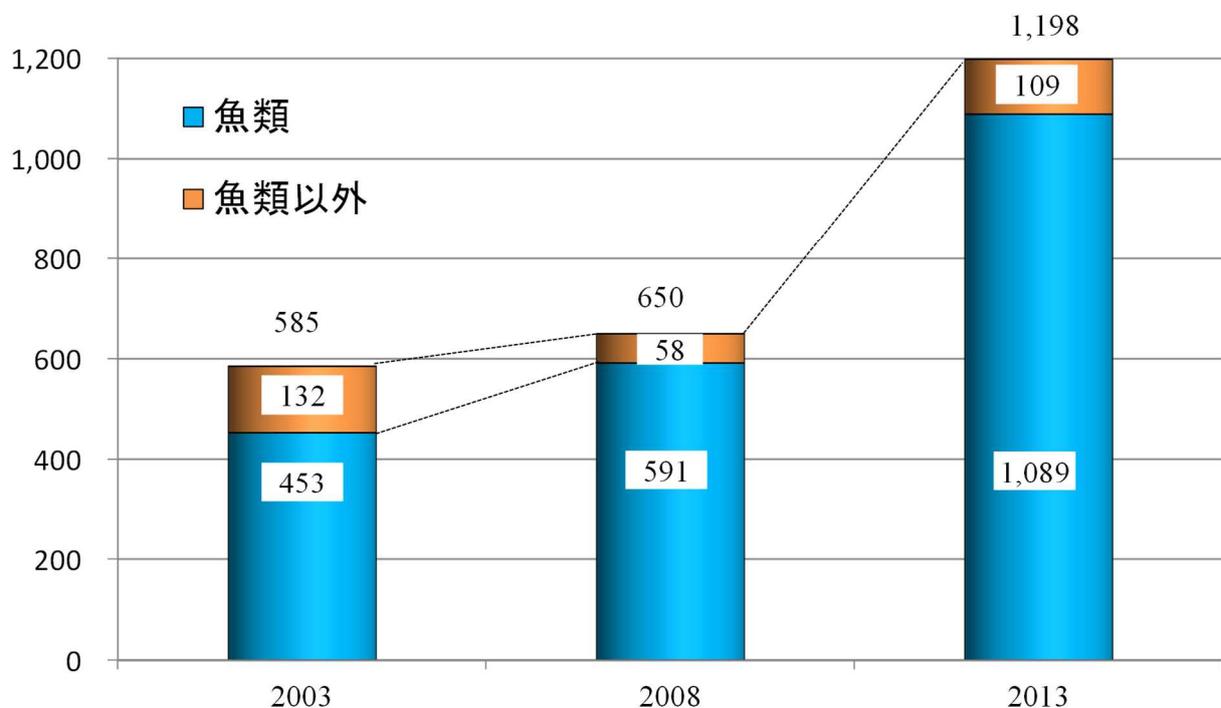


図 2.20. 水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックの経年変化(億円)

(出典) 表 2.4 から表 2.6 のデータを利用し図 2.18 の手順に沿って著者作成

次に、自然資本ストックの地理的分布について紹介する。図 2.21 は、都道府県別の水産資源ストックの分布及び 2003 年度から 2013 年度にかけての変化率を表している。図 2.21 より、北海道、青森県、宮城県、静岡県、三重県で水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックが高い傾向にあることが分かる。一方で、内海に面している大阪府、広島県、岡山県、香川県、熊本県では、自然資本ストックが小さい傾向にあることが見て取れる。また、変化率では秋田県を除く東北地方や北陸地方など東日本で増加傾向にある一方で、西日本では愛媛県や熊本県など自然資本ストックが減少している県が見られた。

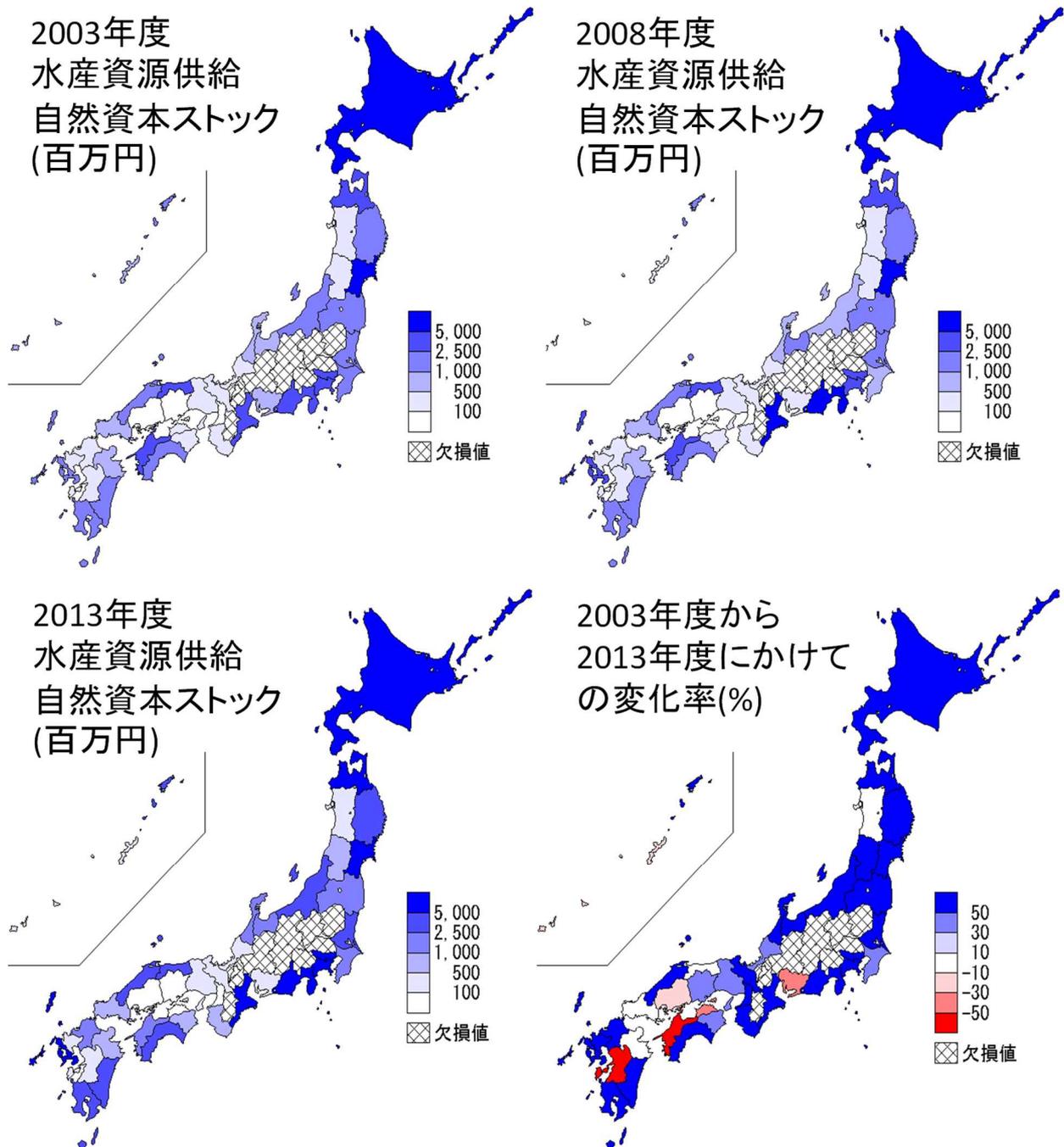


図 2.21. 都道府県別の沿岸生態系サービスの自然資本ストックの経年変化
(出典) 表 2.4 から表 2.6 のデータを利用し図 2.18 の手順に沿って著者作成

最後に、水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックに大きく影響を与えると考えられる「漁業資源の管理」に関する取り組みの経年変化について紹介する。図 2.22 は、各年度における漁業資源の管理を行った組織数を表している。図 2.22 より、年々漁業資源の管理を実施する組織数は 2003 年度の 1,361 組織から 2013 年度の 1,540 組織と 13% の増加を達成していることが分かる。加えて、「漁獲枠設定」、「資源量把握と漁獲枠設定の両方」を実施する組織数が 2003 年度から 2013 年度にかけて、それぞれ 24% 増加しており、漁獲枠設定を通じた漁業資源管理の取り組みが他取り組みに比べて早いスピードで普及していることが分かる。

こうした取り組み強化の理由として、平成 23 年度より水産庁が進める「資源管理・漁業経営安定対策」及び平成 24 年に閣議決定された水産基本計画の変更が挙げられる。これらの対策・計画では、漁業者の資源管理の意識向上や衛星データを活用した違法操業の取り締まり強化など、漁業者が資源管理を実施するインセンティブを高める制度設計を行っており、こうした取り組みが漁業資源管理の強化に寄与していると考えられる。

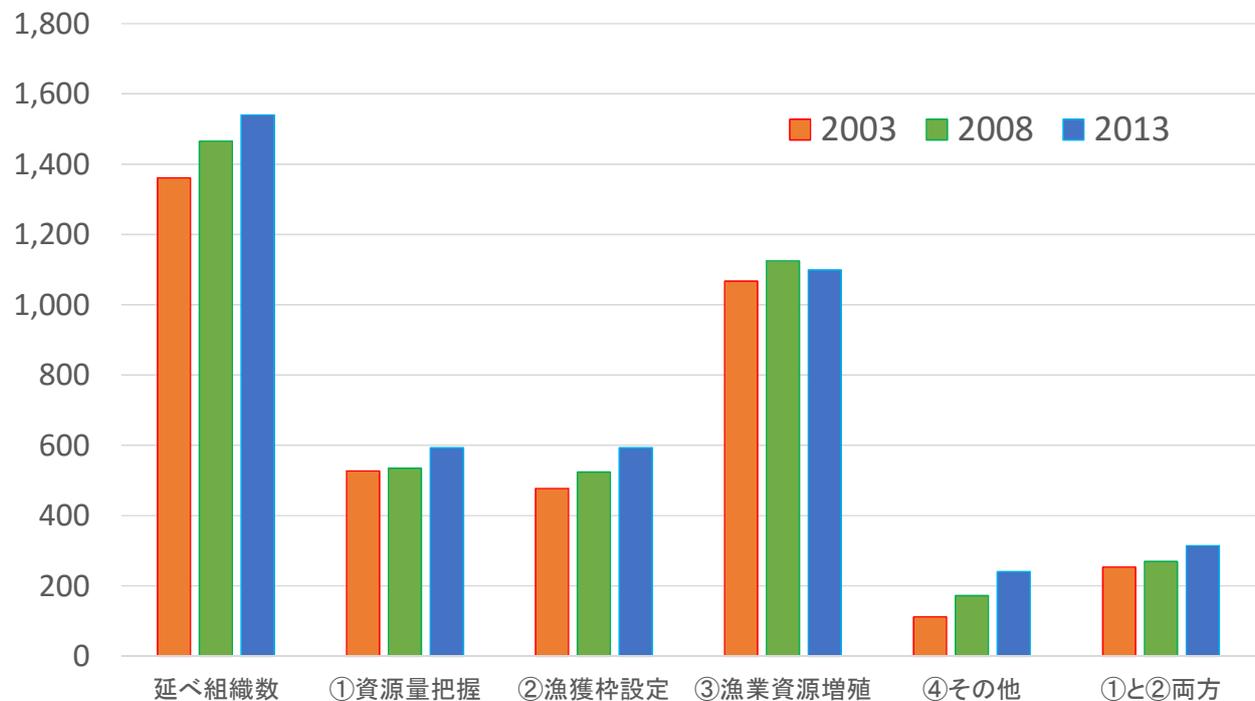


図 2.22 2003 年度、2008 年度、2013 年度における漁業資源の管理を行った組織数
 (出典) 2003 年、2008 年、2013 年漁業センサスより著者作成

第3章 生態系サービス資源の価値評価

3.1 平成29年度の成果

平成29年度は、湿地の生態系サービス別（属性別）および都道府県別の評価を行い、生態系サービス勘定体系に価値データとして導入する。そのために、多属性評価を可能にするコンジョイント分析を湿地に対して適用する。

3.1.1 諸外国における湿地資源の経済評価のレビュー

湿地について、本研究においてはラムサール条約の定義を用いているが、一般には厳密な定義はなく先行研究においても湿地の指す対象は必ずしも同一ではないが、土壌、年間のうち一定の期間において水分に覆われる場所として理解されることが多い（Woodward and Wui, 2001を参照）。湿地は重要な生物多様性を有することが多く、環境保護や生物多様性保全において重要である。

これまでの研究で注目されてきた湿地が提供する生態系サービスは表3.1のようにまとめらる。重要な点は、漁業生産や農業生産として補足される供給価値以上に、非市場価値が多くの項目数を占めていることである。環境保護に関しては、洪水や旱魃の緩和、水質の浄化、地下水の補充等といった機能による水供給の安定化などが典型である。また生態系保全に関しては、渡り鳥の中継地としての機能などがよく知られている。

表 3.1: 湿地の生態系サービス

Woodward and Wuil (2001)	TEEB(2010)	Barbier (2011)
地下水の補充(recharge) 地下水の放出(discharge) 水質の制御 養分の保持, 除去, 転換 水生生物の棲息地 陸生生物の棲息地 バイオマス生産と供給 洪水制御と防風の緩和 堆積物の安定化 広範な環境一般	供給機能 食料 水 原材料 遺伝子資源 薬品資源 鑑賞的資源 交通・輸送 調整機能 大気質の制御 気候の制御 極端気象の緩和 水フローの制御 水質浄化 土壌侵食の緩和 土壌形成 受粉 生物的制御 棲息地サポート機能 生物多様性保全 遺伝子資源 栄養循環 文化的機能 美観 レクリエーション, 観光 教育 宗教・芸術 文化遺産	沿岸保全 土壌侵食の制御 洪水防止 水供給 水質浄化 炭素吸収 気候安定 原材料 採集活動 観光, レクリエーション, 教育, 研究 文化, 宗教, 遺贈

出典: Woodward and Wui (2001), TEEB (2010) and Barbier (2011)より作成

こうした研究を踏まえ、これまでに数多くの湿地に対する経済評価研究が行われてきた。本研究では、日本における湿地の属性別評価を行うにあたって、多属性評価環境評価データベース EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) を利用して、先行研究の評価結果をレビューする。

EVRI から 52 の研究による 163 事例が収集された。表 3.2 はその集約である。

表 3.2 湿地の経済評価の先行事例

ID	Author	Year	Wetland Name	Country	Obs
1	Shah et al.	2015	Sw at River Valley	Pakistan	1
2	Szerenyi et al.	2001	Szgetkoz wetland	Hungary	1
3	Mahan et al.	2000	Wetland amenities in the Portland, Oregon	United States	1
4	Signorello, G.	1999	Vendicari, Mediterranean wetland	Italy	1
5	Janssen et al.	1999	mangrove forest in Pagbilao	Philippines	3
6	Nunes et al.	2004	Venice Lagoon	Italy	1
7	Turner, R.K.	1991	the Charles River wetlands	United States	1
8	Mallaw aarachchi et al	2001	Herbert River District	Australia	1
9	Oglethorpe et al	2000	Lake Kerkini	Greece	1
10	Farber, S	1996	Wetlands of Louisiana	United States	1
11	Mallaw aarachchi et al	2005	Tow nsville in Herbert and Brisbane in Sunshine Coast	Australia	3
12	Gren, I-M	1993	Stockholm archipelago	Sw eden	1
13	Andersson, A	1994	The Baltic Sea drainage basin	Sw eden	1
14	Curtis, I.A	2004	Wet Tropics World Heritage Area	Australia	1
15	Emerton et al	1999	Nakivubo wetland	Uganda	1
16	Sathirathai et al	2001	Ban Tha Po Moo 5 in Tha Thong subdistrict	Thailand	1
17	Kroeger, T	2005	ecosystem in four-county area	United States	6
18	Wells, A. R	2004	Low er Hatchie River Watershed	United States	1
19	Ingraham et al	2008	Wetland in National Wildlife Refuge System	United States	1
21	Brouw er et al	2005	Low -lying, severely flood prone fluvial delta in the sub-district Homna	Bangladesh	1
22	Baskaran et al	2010	Marlborough and Haw ke's Bay	New Zealand	1
23	Mmopelw a, G	2006	Okavango Delta	Botsw ana	2
24	Simonit et al	2011	Yala catchment on the Kenyan segment of Lake Victoria	Kenya	1
25	De Groot et al	2008	Mary River catchment	Australia	2
26	Jane et al	2010	Fynbos Biome wetland	South Africa	1
27	Brenner, J.et al	2010	Coast of Catalan	Spain	13
28	Wilson, S. J	2012	Petticoat and Duffins w atersheds	Canada	1
29	Wilson, S. J	2010	British Columbia's Low er Mainland region	Canada	10
31	Holzinger, O	2011	Green Infrastructure in Birmingham and the Black Country	United Kingdom	1
32	Beaumont et al	2010	coastal margin habitat	United Kingdom	2
33	Christie et al	2012	Habitats in England and Wales	United Kingdom	6
34	Trenholm et al	2013	Credit River Watershed	Canada	2
35	MacDonald et al	2010	w etlands in Upper South	Australia	1
36	Austin et al	2012	Muskoka River Watershed and the northern portion of the Black River	Canada	1
37	Morris et al	2011	Humberhead	United Kingdom	4
38	Camacho-Valdez et al	2013	w etlands along Mexico's northw est coast	Mexico	9
39	Ibarra et al	2013	Xochimilco freshw ater ecosystem	Mexico	6
40	Ndebele et al	2014	Pekapeka Sw amp	New Zealand	2
42	Aburto-Oropeza et al	2008	Mangrove ecosystem services in the Gulf of California	Mexico	1
43	Alatorre-Sánchez, J.R	2008	Coastal wetlands in Mexico	Mexico	5
44	Hovde et al	1994	Alice Wetlands	United States	22
45	Poor, J	1997	Nebraska's Rainw ater Basin Wetland Region	United States	1
46	Gren et al	1995	The Danube	Austria	18
47	Roberts et al	1997	Mud Lake	United States	1
48	Bann, C	1997	Koh Sra Lao, Koh Kapik and Lamdam	Cambodia	6
49	Daniel A. Revollo-Fernán	2015	urban wetland in Xochimilco	Mexico	1
50	Siew et al	2015	Paya Indah Wetland	Malaysia	5
51	Felister et al	2014	Kilombero wetlands catchment area	Tanzania	2
52	He et al	2015	Taihu Lake,Binhu district	China	1
53	Sharma et al	2015	Koshi Tappu Wildlife Reserve	Nepal	6

表 3.2 には、アジア、アフリカ、アメリカ、オーストラリア、ヨーロッパの諸国の研究が含まれている。もっとも研究事例が蓄積しているのはアメリカで 35 事例、続いてメキシコの 22 事例、スペインおよびイギリスの 13 事例となっている。多くの研究では支払意思額(WTP)の推定がなされており、ここではまず全体の傾向をみるためのメタ分析を行う。

原論文では、1 年あたり、1 ヘクタールあたりの湿地資源価値として WTP が提供されているので、アメリカの 2011 年の購買力平価を用いて評価貨幣を共通化し、2011 年の CPI を基準にインフレーションを考慮した。さらに、次の仮定をおいて各事例を比較する。

(1) 原論文の WTP を 2011 年の購買力平価に換算し、インフレーションを調整する。

1. 2011 年米国の購買力平価を用いる
2. 2011 年の CPI を 100 と置く
3. 換算された WTP = 原論文の WTP x PPP x CPI で計算する。

(2) 現在価値(PV)について、各年の WTP から求める

4. 1 世代を 30 年としオリジナルの WTP は当該世代に渡って支払われるとする。
5. 割引率 $r = 3\%$ とする。
6. 1 ヘクタールあたりの WTP == PV = $\sum_{t=1}^{30} (\text{Converted WTP}/\text{ha}/\text{year}) / (1+r)^t$ で計算する。

先行研究で対象とされている湿地は非常に多様であり、もっとも小規模なものは米国のノーム湿地で 1.2ha である一方、もっとも大規模なものは National Wildlife Refuge System の 384,451,360 ha である。また、発展途上国も先進国もデータベースには含まれており、もっとも GNI が低い国はスロバキアであり、1992 年の調査時において 1 人あたり GNI は 918 ドルであった。

評価対象の規模や評価主体の所得は自然資本の経済評価値に大きな影響を与えることは、これまでの本研究においても確かめられていることから、こうした影響について考慮する必要がある。

3.1.2 メタ分析

ここでは、Brander et al (2006) and Barrio and Loureiro (2009)を参考にしたメタ分析をおこなう。被説明変数は湿地に対する WTP であり、説明変数は対象属性 X_e 、評価者の社会経済属性 X_g 、評価手法についての属性 X_s を変数として、次式で表現される。

$$y_i = \alpha + X_{ei} \beta_e + X_{gi} \beta_g + X_{si} \beta_s + \varepsilon_i$$

(1)

ただし、 α は定数項、ベクトル β は各説明変数の係数、 ε は e 誤差項である。表 3.3 は各変数の要約である。

表 3.3 被説明変数と説明変数のリスト

Category	Variables	Variable type	Definition	Obs
Dependent	lnw tp	Ratio	logarithm of WTP per hectare	162
Explanatory				
Socio-economic	Ingni	Ratio	logarithm of per capita GNI	163
	Inden	Ratio	logarithm of population density	163
Geographic	latitude	Ratio	latitude (asolute value)	163
	continent	Nominal	America	73
			Europe	48
			Asia	24
			Africa	11
			Australia	7
	strata	Nominal	urban	131
			rural	32
Valuation methods	method	Nominal	CVM	39
			Hedonic pricing	2
			TCM	4
			Replacement cost	19
			Production function	69
			Market prices	30
Wetland type	type	Nominal	Mangrove	16
			Salt/brackish marsh	19
			Fresh marsh	112
			Wood land	7
			Mixed	9
Wetland service	service	Nominal	Flood control	11
			Water supply	8
			Water quality	6
			Habitat and nursery	14
			Hunting	1
			Fishing	4
			Material	3
			Fuelwood	3
			Amenity	6
			Biodiversity	43
			Mixed	64

社会経済属性としては、GNI の対数値と人口密度の対数値を含んでいる。対象値属性としては、対象地の緯度、位置する大陸、および位置する場所が都市か否かを含んでいる。研究属性としては、各 WTP が評価された際に用いられた手法があり、評価された機能として湿地の生態系サービスは 11 のカテゴリーにわけられる。

推定結果は表 3.4 のように得られた。

表 3.4: 先行研究のメタ分析結果

ln(wtp)	(1)	(2)	(3)	(4)
ln(gni)	1.004 ***	1.022 ***	1.055 ***	1.080 ***
ln(density)	0.489 **	0.407 *	0.482 **	0.430 *
latitude (absolute)	-0.035	-0.024	-0.032	-0.019
continent (America)				
Europe	-0.553	-0.124	-0.548	-0.237
Asia	-0.967	-0.435	-0.565	0.033
Africa	1.037	1.245	0.760	1.022
Australia	-1.254	-0.754	-1.331	-0.584
urban	0.483	0.412	0.475	0.383
valuation methods (CVM)				
Hedonic pricing	-3.350 *	-3.512 **	-3.900	-3.953 *
TCM	-0.464	-0.385	-0.359	-0.198
Replacement cost	1.808 **	2.076 ***	2.027 ***	2.357 ***
Production function	0.524	0.748	0.628	0.903
Market prices	0.768	-0.067	0.882	0.145
wetland type (Mangrove)				
Salt/brackish marsh		-1.090		-1.109
Fresh marsh		-1.133		-1.454 *
woodland		0.058		-0.245
Mixed		1.259		1.354
Wetland service (Flood control)				
Water supply			0.447	0.229
Water quality			-0.483	-0.969
Habitat and nursery			0.830	0.708
Hunting			1.947 **	0.620
Fishing			-0.219	-0.764
Material			2.770	2.126
Fuelwood			-1.457	-2.134 **
Amenity			1.883 *	1.763
Biodiversity			0.747	0.830
Mixed			0.444	0.481
constant	-1.827	-1.414	-3.069	-2.676
Observation number	163	163	163	163
R-Square	0.294	0.327	0.354	0.394

Note: *, **, *** means statistically significant at 10%, 5% and 1%, respectively
variables in brackets () are referenced variables

表 3.4 では多重共線性を考慮しつつ、係数の安定性と各説明変数の相対的重要性を評価するために、4つの推定モデルを示している。モデル1は社会属性、対象属性、研究属性がWTPに与える影響を分析している。モデル2と3は湿地タイプと湿地の生態系サービスの影響をそれぞれ分析している。モデル4はフルモデルである。

社会経済属性について、GNIの対数値(ln gni)は湿地の評価値(WTP)に対して有意に正の影響を与えており、GNIの1%の増加は、湿地の評価を1.004~1.080%ほど高めることを示唆する。また、人口密度の対数値(ln density)湿地の価値評価に正の影響をあたえることを示し、人口密度の10%の増加

は湿地の評価値を 4.07～4.89%高めることを示唆する。

こうした社会経済属性に対して、本分析では対象属性は WTP に与える影響が観察されなかった。また、研究属性ではヘドニック価格法、代替法、および限界評価法といった評価手法が評価値に影響していた。CVM に対して、ヘドニック価格法は下方評価値を、代替法は上方評価値を与える傾向にある。生態系サービスについては、木材供給は洪水防止といった機能に比べて低く評価されている。また、レクリエーション（狩猟）やアメニティ供給は高く評価されていることもわかる。

しかしながら、こうしたメタ分析の結果からではそれぞれの生態系サービスについての評価値について詳細な情報は得られなかった。そこで、平成 28 年度に行った原単位評価に加えて、属性別評価をする際には、多属性評価を志向するコンジョイント分析の利用が考えられる。

3.1.3 日本における湿地の多属性評価

多属性評価に対応するコンジョイント分析の利点をまとめると、次のような点があげられる。

- (1) 広範な対象について評価ができる。
- (2) 非利用価値を評価できる。
- (3) 多属性を有する環境について、属性ごとの評価ができる。

ただし、コンジョイント分析で評価される WTP は余剰価値であって、SEEA-EEA が準拠する交換価値とは異なる点に注意が必要である。本分析によって得られる評価値は、本研究で提示する生態系勘定表において、余剰価値表における生態系サービスごとの価値にかんする情報に相当する。

コンジョイント分析では、アンケートによる質問をおこなう。その際に、回答者の情報処理能力には限界があり、適切な情報量で提示を行わないと回答者は適切な回答ができなくなることが明らかにされている。特に、Miller (1956)の指摘以来、多属性を評価できるコンジョイント分析とはいえ、多すぎる属性を評価対象にすると認知的負荷が大きすぎて適切に評価できないことが指摘されており（栗山 1999）、6 属性以内に抑えることが推奨されている。そこで湿地のもつ生態系サービスには、平成 25 年度の環境省による湿地に関する調査結果発表（環境省 2015）を参考に次の 6 属性を想定した。

- | |
|----------------------|
| 1 水質浄化機能（質素吸収） |
| 2 生態系保全機能 |
| 3 内水面漁獲量 |
| 4 レクリエーション機能 |
| 5 地球温暖化防止機能（二酸化炭素吸収） |
| 6 年間負担額 |

図 3.1 コンジョイント分析で想定した湿地属性

それぞれの属性について、評価に必要な最小限の認識を共有するために、次のような説明を加えてい

る。

1. 水質浄化機能：植物体や微生物が、土壌や流水中に含まれる栄養塩（窒素やリン等）を吸収・分解することで水質を浄化する機能
2. 生態系保全機能：多くの野生動物（渡り鳥、水生生物、湿性植物など）に、健全な生息・生育環境を提供する機能
3. 内水面漁獲量：魚類や貝類、海藻類などの水産資源を提供する機能（海面漁業(海で行う漁業)漁獲量は含まない)
4. レクリエーション機能：観光やレクリエーション（動植物の採集、バードウォッチング、散策、潮干狩りなど）の機会を人々に提供する機能
5. 地球温暖化防止機能：保水や二酸化炭素貯蔵の働きにより、湿地が気象変化を緩和する機能

なお、これらの質問のあとに、現時点での認識の度合いや、重要性についての質問を行い、データとして入手するとともにコンジョイント分析の質問に答える用意を促した。

コンジョイント分析ではこれらの属性からプロファイルを作成し、それに対する回答データから各属性のウェイトを推定する。各属性について水準を組み合わせることでプロファイルは作成される。本研究で想定した水準は表 3.5 のとおりである。

表 3.5 湿地のプロファイル作成における水準

属性	水準1	水準2	水準3	水準4	水準5
地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状125% (25%増加)	現状の150% (50%増加)	
水質浄化機能(窒素吸収)	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状125% (25%増加)	現状の150% (50%増加)	
生態系保全機能	湿地の生物の種数が現状の75%になる (25%減少)	湿地の生物の種数は変わらない	湿地の生物の種数が125%になる (25%増加)	湿地の生物の種数が150%になる (50%増加)	
レクリエーション機能	森林のレクリエーション可能面積が現状の75%になる (25%減少)	森林のレクリエーション可能面積は変わらない	森林のレクリエーション可能面積が現状の125%になる (25%増加)	森林のレクリエーション可能面積が現状の150%になる (50%増加)	
内水面漁獲量	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状125% (25%増加)	現状の150% (50%増加)	
1年あたりの負担金	1,000円	2,000円	5,000円	10,000円	20,000円

各水準を直交計画法にもとづいて組み合わせ、プロファイルを作成することで、最小の観察で効率良い推定が行えるようになる。直交計画の結果、25通りのプロファイルが作成された。しかし、一人あたり25問の質問は多すぎるため、5バージョンに分割し、一人あたり5回の繰り返し質問数とした。この回数は、先行研究では8回ほどの繰り返し質問が多く実行されていることを考えると、十分に回答可能な範囲である。

こうして組み合わせられたプロファイルからなる選択質問例として図 3.2 に示す。この繰り返し質問

に対する回答を次節で述べるロジットモデルによって分析することで各属性のウェイトを推定する。

このページは見本です。
 回答は次のページから始まります。

	整備案1	整備案2	整備案3		
地球温暖化防止機能 (二酸化炭素吸収)	現状より25%減少	現状を維持	現状より25%増加	この中から は選ばない	追加的な 政策自体 必要ない
水質浄化機能 (窒素吸収)	現状より25%減少	現状より25%増加	現状を維持		
生態系保全機能	湿地の生物の種類が 25%減少	湿地の生物の種類が 25%増加	湿地の生物の種類が 25%減少		
レクリエーション機能	レクリエーション可能面積は 変わらない	レクリエーション可能面積が 50%増加	レクリエーション可能面積が 25%減少		
内水面漁獲量	現状より25%増加	現状を維持	現状より20%減少		
年あたりの負担金 (家計あたり)	2,000円	20,000円	5,000円		
	整備案1	整備案2	整備案3		
	↓	↓	↓	↓	↓
	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

図 3.2 コンジョイント分析質問例

3.1.3.1 推定モデル

コンジョイント分析は効用理論と整合的なかたちで定式化することができるため、支払い意思額の推定に利用される。効用関数(3-1)式を仮定する。

$$U_{in} = V_{in} + \varepsilon_{in} \quad (3-1)$$

ここで、 U_{in} は個人 n が選択肢 i を選んだときの効用を表し、 V_{in} は提示されたプロファイルからの観察可能な効用の確定項とする。 ε_{in} は誤差項であり、条件付きロジットモデルで解析する場合は第一種極値分布(EV1)を想定する。

選択型コンジョイント分析は、幾つかの選択肢集合の中から、最もよいと思った選択肢を1つだけ選択することを要求するものである。回答者に提示された選択肢の集合を C_n とすると、個人 n が C_n の中から選択肢 i を選ぶ確率 P_{in} は、(3-2)式のように表現できる。

$$P_{in} = \text{prob}(U_{in} > U_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \quad (3-2)$$

(3-1)式を代入して変形すれば、次のようになる。

$$\begin{aligned} P_{in} &= \text{prob}(V_{in} + \varepsilon_{in} > V_{jn} + \varepsilon_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \\ &= \text{prob}(V_{in} - V_{jn} < \varepsilon_{jn} - \varepsilon_{in}, \text{ for all } j \in C_n) \end{aligned} \quad (3-3)$$

McFadden (1974)により条件付きロジットモデルは次のように定式化されることが示されている。

$$P_{in} = \frac{\exp(V_{in})}{\sum_j \exp(V_{jn})} \quad (3-4)$$

この式を利用して、ランダムに与える部分プロフィールから、効用関数のパラメータ、すなわち各属性のウェイトを求める。

3.1.3.2 推定結果

まず、全国のデータをプールし、コンジョイント分析を行う。推計に用いたサンプルサイズは 3,209 である。ただし、一人あたり 5 回の繰り返し部分プロフィール選択質問を行っているために、解析に使われたデータは 16,045 の選択データである。

表 3.6 湿地資源の属性別評価結果（全国データ）

	Estimates	Std.Err.	Est./s.e.	Prob.
地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	0.008679	0.00041	21.15	0
水質浄化機能(窒素吸収)	0.006707	0.000319	21.01	0
生態系保全機能	0.008039	0.00036	22.33	0
レクリエーション機能	0.003687	0.0003	12.3	0
内水面漁獲量	0.003366	0.000324	10.39	0
1年あたりの負担金	-9.6E-05	3.32E-06	-28.95	0
No choiceダミー	2.765221	0.045297	61.05	0
Number of obs.	16045			
Log Likelihood	-21301.184			

評価対象である 6 つの属性についてすべて有意かつ理論的整合的な係数が推定された。この結果から、各属性への支払い意思額（限界 WTP）は次のように計算される。

表 3.7 各属性に対する限界意思額（全国データ、単位：円）

	Attribute	MWTP
1	地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	90.2
2	水質浄化機能(窒素吸収)	69.7
3	生態系保全機能	83.6
4	レクリエーション機能	38.3
5	内水面漁獲量	35.0

表 3.7 の結果が示すように、交換価値として現れる内水面漁業やレクリエーション機能よりも、湿

地のもつ価値としては地球温暖化防止、生態系保全、水質浄化といった非市場価値が高く評価されていることがわかる。このことから、森林資源と同様に、湿地資源も交換価値か余剰価値かという価値基準の選択が生態系サービス評価に大きな差異をもたらすことがわかる。

この評価値は、湿地資源のもつ各属性について、1%の機能増加がもたらす貨幣評価額であることに注意されたい。すなわち、現在享受している原単位あたりの評価額を前提として、その評価額を構成する各属性のウェイトを表すものであると考えることができる。森林資源の場合と同様に、このウェイトを用いて生態系フレームワークにおける生態系サービスごとの評価値の算出を行う。

次に、本研究では国内における地域差を考慮した推定を行う。そのために、データを地域別に分けて推定し、それぞれの地域におけるウェイトを算出する。各地域別に推定された MWTP 係数を表 3.8 にまとめる。

表 3.8 湿地の各属性に対する限界支払意思額（各地域、単位：円）

	北海道・東北	南関東	北関東・甲信越	北陸	東海	近畿	中国・四国	九州
地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	68.6	91.4	143.5	102.6	109.2	84.4	79.7	84.3
水質浄化機能(窒素吸収)	66.8	74.6	92.8	79.1	70.3	55.7	82.8	58.1
生態系保全機能	83.8	91.1	70.8	127.8	75.6	77.4	83.8	73.3
レクリエーション機能	40.7	50.5	29.5	26.6	18.8	25.3	43.6	46.4
内水面漁獲量	27.7	41.0	16.9	12.2	40.5	36.0	23.0	40.5
Number of obs.	339	1076	129	111	405	542	265	342
Log Likelihood	-2210.198	-7217.768	-859.300	-732.358	-2672.443	-3581.379	-1730.195	-2252.779

なお、表 3.8 における各地域に含まれる都道府県は、表 3.9 のとおりである。

表 3.9 各地域の含む都道府県

北海道・東北	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島		
南関東	埼玉	千葉	東京	神奈川					
北関東・甲信	茨城	栃木	群馬	山梨	長野				
北陸	新潟	富山	石川	福井					
東海	岐阜	静岡	愛知	三重					
近畿	滋賀	京都	大阪	兵庫	奈良	和歌山			
中国・四国	鳥取	島根	岡山	広島	山口	徳島	香川	愛媛	高知
九州	福岡	佐賀	長崎	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄	

表 3.8 が示すとおり、各地域によって属性ごとの評価に差異があることがわかる。地球温暖化防止機能は関東、東海、近畿といった大都市が多いエリアで高い評価値を示している。生態系保全機能は、北陸、北海道・東北、中国・四国といった大都市が比較的少ないエリアで高い評価値を示している。レクリエーション機能は北海道・東北、南関東、中国・四国、九州で評価が高かった。

本研究で提供する生態系勘定は都道府県別であるため、各ブロックに属する都道府県は同一のウェイトを取ることになる。都道府県別の推定も、原理的には可能であるのだが、サンプルサイズの問題などから良好な推定結果は得られなかった。しかしながら、湿地資源の特性や社会経済特性は地域ブロックのなかで大きな相違はないと考えられることから、地域ブロック内の都道府県は共通の傾向を

持つと考える。この点については、次節の森林の属性別推定についても同様である。

3.1.4 森林の地域別推定（平成 28 年度報告書への補論）

昨年度は森林資源の生態系サービスごとの評価を行ったが、地域別に推定に至っていなかった。本年度はそれを補うため、本年度、湿地について分析した地域ブロックと合わせた、地域別推定を行った。その結果は表 3.10 に示される。

表 3.10 森林の各属性に対する限界支払意思額（各地域、単位：円）

	北海道・東	南関東	北関東・甲	北陸	東海	近畿	中国	四国	中国・四国	九州
水資源を蓄える働き	32.2	48.2	31.3	40.1	38.2	38.6	38.6	42.2	36.7	37.5
山崩れや洪水などの災害を防止する働き	33.8	47.3	39.7	34.0	38.7	40.9	40.9	30.2	34.2	41.1
二酸化炭素を吸収し、地球温暖化防止に貢献する働き	33.3	46.9	42.1	32.7	37.6	37.7	37.7	43.0	39.6	35.6
野生動植物の生息の場を与え、生態系を保全する働き	23.4	36.6	31.4	25.6	29.8	30.7	30.7	14.9	24.4	34.5
木材を生産する働き	20.7	31.4	26.4	27.4	22.9	28.5	28.5	26.7	27.8	25.1
観光や、登山やハイキングなどの場を提供する働き	17.0	24.0	19.5	23.0	22.8	27.0	27.0	-3.4	12.8	23.9

本研究で提供する生態系勘定は都道府県別であるため、各ブロックに属する都道府県は同一のウェイトを取ることになる。

3.1.5 まとめ

本章は生態系勘定体系における価値情報を提供することを目的としている。昨年度までに、森林資源の原単位価値（ha あたり価値）および生態系サービスごとの価値（属性別価値）の推定、および湿地資源の原単位価値（ha あたり価値）の推定が完了している。本年度は、湿地に関する生態系サービスごとの価値の推定を行うとともに、生態系サービスごとの評価を地理的・社会経済的特徴を表すために地域ごとに推定した。

これにより、日本における生態系勘定を構築する上で重要な生態系資源である森林と湿地について、原単位価値と属性別価値の両方が揃うこととなった。次章において、第 1 章で議論した勘定フレームワークに導入していくと同時に、量的情報とあわせて、森林と湿地についての生態系のストック勘定を完成させる。

3.2 3 年間の研究を通じて得られた成果

3.2.1 環境の経済的価値

生態系ストックや生態系サービスは、典型的な「市場価格を持たない価値物」（植田 1996）である。こうした自然資本の持つ非市場的価値を評価するために、環境の経済評価手法が開発されてきた。環境の経済評価手法は、非市場的な価値を含めて環境・資源・生態系のもつ価値は貨幣単位という一元化された尺度で計測しようとするものである。したがって、我が国における生態系サービスを勘定体系の枠組みで評価するという本研究課題の目的に沿った分析手法である。

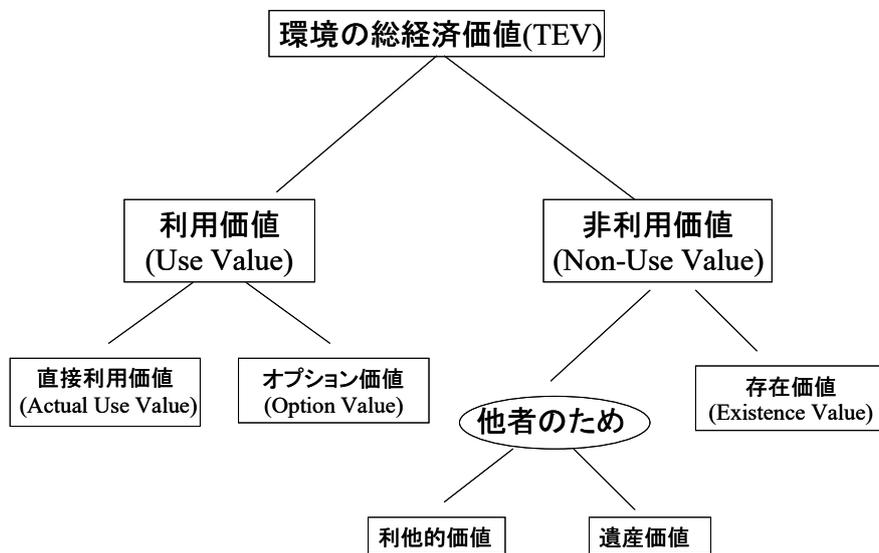
しかしながら環境の経済評価手法は万能ではなく、方法論的な克服すべき問題点が多く提起されている。環境の経済評価手法を適用した事例研究はこの数十年で非常に多く蓄積が進んでいる一方で、必ずしもすべてが生態系勘定として利用可能な評価地を提供しているかについては留保される。そこで本章では、環境の経済評価手法の理論的背景と、その実践的目的を明確にしたうえで、生態系サービス評価に応用するための条件や実践を提案する。

非市場価値をもつ生態系サービスは、市場においては不当に低く評価されているため開発における意思決定において常に破壊の圧力にさらされる。生態系サービスをふくめて、環境評価手法が評価対象とする価値は、Turner et al.(1994)により一般的に次のように定められている。

総経済価値(TEV; Total Economic Value)

$$= \text{利用価値(Use value)} + \text{非利用価値(Non-use value)}$$

利用価値には、実際に利用して得られる価値(Actual use value; 直接利用価値)のほかに、将来の利用のために保持する価値(Option Value; オプション価値)がある。非利用価値とは、その環境を全く利用しないにもかかわらず、それに価値があると感じる時に認められるものである。なかでも、それが消失することを「損失」と感じる場合に認められるのが存在価値と呼ばれるものである。また、自分は利用しないが、他人のために在ったほうがよいと感じる場合、利他的価値(その他者が同世代の場合)ないし遺贈価値(将来世代の場合)と呼ばれる。これらは、図 3.3 のようにまとめられる。



< Bateman et al.(2002)から作成 >

図 3.3 環境経済価値の分類

このように、環境は多面的な諸価値を有しており、それらのすべてが取引される性質のものとは限らない。このために、市場価格(=利用のためのコスト)は、社会的価値ないしは福祉を反映したものである計算価格から下方に乖離し、その結果、環境の過剰利用が発生するのである。

したがって、生態系勘定における自然資本ストック評価において市場価値ベースで評価付けを行っていくと、深刻な過小評価につながりかねない。たとえば、世界銀行の World Development Indicators(WDI)などでは、森林資源の価値評価において木材価格と伐採費用に基づく市場レントを用いている。これは図 3.3 における直接利用価値に相当するものであるが、その他の価値を反映しているものとはいえない。これは森林資源の過小評価である。したがって、WDI データベースが提供する森林資源評価をそのまま生態系勘定に取り入れることはできない。改めて評価のプロセスを取る必要がある。

その際によってたつ理論的バックグラウンドは、効用理論に求められる。すなわち、消費者余剰による測定である。消費者余剰には、マーシャルの消費者余剰とヒックスの消費者余剰があるが、環境評価では一般にヒックス余剰に基づいた評価がなされる。それは、マーシャルの余剰には価格変化の順序(経路)に依存して消費者余剰の値が変化してしまうという経路従属性の問題があるからである(Johansson 1987)。

ヒックス余剰は、変化する対象と効用水準の参照点の置き方によって4つに分類される(Hicks 1943)。変化する対象が価格の場合、参照点に変化前ならば補償変分(CV; Compensating Variation)、参照点に変化後ならば等価変分(EV; Equivalent Variation)と呼ばれる。また、変化する対象が物量の場合、参照点に変化前ならば補償余剰(CS; Compensating Surplus)、参照点に変化後ならば等価余剰(ES; Equivalent Surplus)である。

環境評価の文脈で定式化するならば次のようになる(栗山 1998, Flores 2003)。 p を市場財の価格(ベクトル)、 Q を環境財(質)、 y を所得とし、間接効用関数を $V(\cdot)$ 、添え字 0 を変化前、1 を変化後、とすると、

$$V(p^0, Q^0, Y^0) = V(p^1, Q^0, Y - CV) = U^0 \quad (1)$$

$$V(p^0, Q^0, Y + EV) = V(p^1, Q^0, Y) = U^1 \quad (2)$$

$$V(p, Q^0, Y) = V(p, Q^1, Y - CS) = U^0 \quad (3)$$

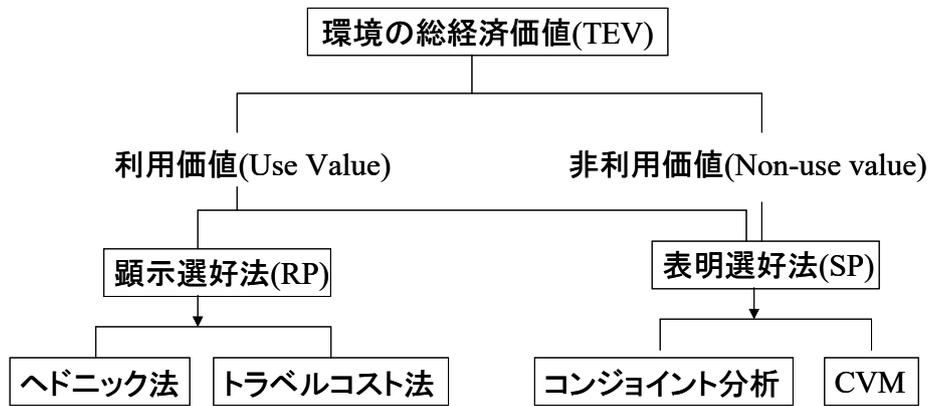
$$V(p, Q^0, Y + ES) = V(p, Q^1, Y) = U^1 \quad (4)$$

(1)式が CV、(2)式が EV、(3)式が CS、(4)式が ES を、それぞれ定義している。通常、環境評価は、環境質 Q の変化を測定することを目的とするため、(3)式あるいは(4)式が用いられることが多い。一般に、環境質変化 $Q^0 \rightarrow Q^1$ が「改善」である場合、CS は環境を改善させるための支払意思額(WTP; Willingness to Pay)、ES は環境改善をあきらめることを受入意思額(WTA; Willingness to Accept)と呼ばれる。また、環境質変化 $Q^0 \rightarrow Q^1$ が「悪化」の場合は、CS が WTA、ES が WTP となる。CS と ES のどちらの厚生測度を用いるかは、環境に対する権利の所在に依存するが(鷲田 1999)、NOAA パネルなどで一般に推奨されている生態系価値の評価枠組みは、WTP に基づくものである。

3.2.2 環境の経済評価の手法

前小節で概観したとおり、経済理論の枠組みにもとづいて生態系サービスを評価するためには、利用価値だけでなく非利用価値を合わせて WTP を測定することにある。そのために利用可能な環境評価手法としては、表明選好法が適用可能である。図 3.4 が示す通り、環境の経済評価手法には表明選

好法だけでなく顕示選好法もある。しかしながら顕示選好法は、レクリエーション価値など生態系サービスの重要な要素を評価することができる一方で、存在価値などの評価対象を測れない性質が指摘されているため、我が国においても顕示選好法で生態系サービス源の評価が蓄積しているが、その評価値を生態系勘定で用いる際には注意を要する。



出典 Bateman et al.(2002)から作成

図 3.4 評価のアプローチと評価する価値

それに対して表明選好法は、生態系サービスの幅広い価値を測定することが可能である。表明選好法には仮想評価法（CVM; Contingent Valuation Method）やコンジョイント分析がある。これらは環境評価手法として、とりわけ発展の目覚ましい手法である。CVM の歴史は比較的早く、Ciriacy-Wantrup(1947)がその概念を最初に提案したと言われている。また、CVM の手続きを体系的にまとめた Mitchell and Carson(1989)によれば、CVM を用いた最初の実証研究は Davis(1963)であると言われている。

CVM は生態系の価値を経済的に評価する要請（1989 年のエクソン=バルディーズ号事件およびオハイオ裁判）を受けて開発された。エクソン=バルディーズ号事件は、アラスカ沖で座礁したエクソン社のバルディーズ号から大量の原油が流出し、深刻な海水汚濁や沿岸レクリエーション地の破壊などをもたらした事件であり、その損害賠償額を算定するにあたり、非利用価値を含めるか否かで大論争を引き起こしたものであった。オハイオ裁判は、スーパーファンド法における損害評価の手続きに関する内務省のルールを巡って、オハイオ州政府および環境保護団体と産業界側とが争った裁判であり、評価対象を非利用価値まで範囲を広げるとともに CVM 適用の妥当性を判決として下したものである。これはバルディーズ号事件の 4 ヶ月後のことであった。その後、1993 年にアメリカ商務省国家海洋大気管理局（NOAA; National Oceanic and Atmospheric Administration）によって CVM の有効性を認める結論が出され、非利用価値の認知がさらに進んだ。1989 年からのこれら一連の事件を経て、非利用価値を推定する手法として表明選好法が大きく発展するに至った背景がある。これをうけて、その後の生態系サービス評価を目指したミレニアム生態系評価や TEEB 報告書などの大型研究プロジェクトでも、かならず注目される手法となっており、本研究プロジェクトにおいても重要な手法と位置づけられる。

CVMの最大の欠点は、様々な評価バイアスが入り込む余地があることにある⁸。従って、CVM研究の主要な課題は、いかにしてバイアスを最小に抑えるか、という点であった。そのために、調査票の作成や回答方式の工夫などに研究の力点が置かれている。逆に言えば、調査計画の策定や調査票作成において問題が含まれている場合、その評価値の利用可能性は非常に損なわれてしまうことになる。こうした観点から、既存の評価研究を概観することが本サブテーマの課題でもある。

CVMは、調査票における回答方法によって解析モデルが異なり、大きく分けて、自由回答型、付け値ゲーム型、支払カード型、二肢選択型がある。どのタイプを用いるかによって、支払意思額の推定値が異なることがあるため、その選択は重要である。Welsh and Poe(1998)では、自由回答型、支払カード型、二肢選択型のそれぞれでの評価値を推定し比較した。その結果、それぞれ、\$54、\$37、\$98という結果を示し、およそ165%程度の乖離率を示した。Ready et al.(2001)も同様に、支払カード型で低い評価値を示した。こうしたことから、しばしば大きくなりがちな非利用価値の推定にたいして「控えめな推定」(NOAA パネル)を行いつつ、マクロ規模での調査のために汎用性のある生態系サービス評価を行うためには、支払カード型は有力な手法の一つである。CVMの詳細な解説文献はかなりの蓄積が進んでいるため、どのような手順を踏んだCVMサーベイ調査が利用性が高いかについての判断材料となる(Mitchell and Carson(1989)、Bjornstad and Kahn(1996)、Bateman and Willis(1999)、Bateman et al.(2002)、Champ et al.(2003)、Haab and McConnell (2002)、Nocera(2003)、Herriges and Kling(1999)、Alberini and Kahn (2006)、Wilis and Garrod (2012)、栗山(1997,1998)、鷺田(1999)、鷺田他(1999)、柘植他(2011))。

また、マクロ的な原単位価値だけでなく、質的な要素をより詳細に価値付ける際にはコンジョイント分析の利用が考えられる。コンジョイント分析の利点は下記のような点があり、生態系勘定で質的な要因を考慮する際には有用である。

- (1) 広範な対象について評価ができる。
- (2) 非利用価値を評価できる。
- (3) 多属性を有する環境について、属性ごとの評価ができる。

(1)、(2)は顕示選好法と比較して、(3)はCVMと比較して、コンジョイント分析の特徴が明らかとなるであろう。環境は本質的に多属性性を有するものが多く、環境にインパクトを与える政策プロジェクトについて、属性ごとに評価されるべきケースが多い。そのときに(3)多属性評価が可能なコンジョイント分析が注目されることになる。また、コンジョイント分析のなかでは、選択型実験と呼ばれる手法が優れていることが近年の研究で明らかとされてきており、日本版生態系勘定として生態系サービス源の質をより詳細に把握・評価する際には有力な手法である。

3.2.3 生態系サービス勘定に応用可能な環境の経済評価手法

生態系サービスを評価するにあたって、環境評価手法がどの価値を測定対象にしているか、そしてどのように評価しているかによって、生態系勘定に応用可能かどうか判断される。ここでは、評価手法、評価主体単位、評価の時間的単位、評価の空間的単位の観点を提起する。その後、今年度の

⁸ 様々なバイアスについては、Mitchell and Carson (1989)や栗山(1998)にまとめられている。

生態系サービス源としての森林資源を測定するこれまでの評価事例を概観する。

3.2.3.1 評価手法

前節でみたとおり、いずれの手法を採用するかによって評価対象と評価結果は異なる。生態系勘定として評価結果を集約する際には、こうした手法の差異を考慮してまとめていく必要がある。

- (1) 置換法（特定の生態系サービスに着目して、その機能を人工物で代替するために掛かる費用から推定）
- (2) 家計生産法（生態系サービス保全のための家計支出から推定）
- (3) ヘドニック価格法（生態系サービスが地価や不動産価格に与える影響から推定）
- (4) トラベルコスト法（生態系サービスが訪問行動に与える影響から推定）
- (5) 仮想評価法（アンケート調査により生態系サービスに対する支払意志額から推定）
- (6) コンジョイント分析（アンケート調査により生態系サービスに対する支払意志額を、生態系の属性ごとに推定）
- (7) 市場価格・レント（市場取引される生態系サービスを、その交換価格から推定）

3.2.3.2 評価の主体

生態系サービス評価については、評価主体の単位についても注意が必要である。これまでの評価事例では次のようなものがある

- (1) 国家・自治体単位で評価して公共部門の支出として生態系サービスを評価。国民経済計算、県民経済計算、産業連環などのマクロデータから推計するため、評価主体は国あるいは県全体となる。
- (2) 世帯・家計に着目したもの。家計生産法や世帯単位での支払意志額を推計した場合に、評価主体は世帯となる。
- (3) 個人に着目したもの。支払意志額を個人一人あたりで算出したもの。

こうした評価主体の取り方は、生態系勘定として利用する際に非常に重要である。従来の評価事例は次節で精査するが、国全体（あるいは県全体）に当てはめて考える時、支払意志額に世帯数を乗じる場合(2)と、人口を乗じる場合(3)では、かなり大きな差異が発生する。たとえば表明選好法などで支払意志額を測定する場合に、分析枠組みにおいて評価の主体があいまいな場合、そうした影響が生態系勘定では評価結果に重要な影響を与える。こうしたことから、生態系勘定に応用可能な評価手法を精査する場合には、評価主体の取り扱いは慎重な配慮を要する。

3.2.3.3 評価の時間的単位

評価の時間的単位として、大きく分けて次の2つがある。

- (1) 一回の評価値として評価する。例えばCVMの支払意思額の調査で一回だけの支払として分析されており、その後の支払は求められないようなシナリオでの評価。
- (2) 毎年の負担額として評価する。例えばCVMの支払意思額の調査で税あるいは基金等による毎年の支払としての評価。あるいは国民経済計算、県民経済計算、産業連環などによる毎年の生

態系サービスフローとしての評価。

こうした違いも、生態系勘定の評価値として集約する場合には配慮を要する。生態系勘定のフレームワークに合わせて、ワンショットの評価値(1)として評価すべきか、国民経済計算のように毎年の価値(2)として評価すべきかを統一する必要がある。経済理論における合理性の仮定によれば、将来割引などの考慮によって(1)と(2)は変換可能ではあるが、合理性の仮定はかなり強い仮定であり、評価手法における時間単位のものによって評価値は左右されることを踏まえておいたほうがよい。

3.2.3.4 評価の空間的単位

最後に、評価値が評価対象の空間的広さを考慮しているか、また便益の波及範囲をどの程度想定しているかについても考慮する必要がある。前者はスコープ無反応性という環境の経済評価手法の問題に関わる。スコープ無反応性は、Kahneman et al. (2000)らによって環境の経済評価手法への批判として指摘された性質であり、2000羽の渡り鳥保護と2,000,000羽の渡り鳥保護に対するWTPに差異がなかったという実験結果とともに示されたものである。こうした問題は他の生態系の価値評価にも応用可能であり、森林評価の場合も保全対象の空間的単位を無視して評価してしまう場合、国全体あるいは県レベルで森林面積等を乗じて評価することが不可能となる。

したがって、生態系勘定に応用可能な評価手法として、空間的単位の取扱いが適切かどうかについて慎重な配慮が求められる。

3.2.4 評価値の妥当性

生態系勘定への応用可能性を検討する際に、生態系サービス評価値の妥当性を検証することは重要なステップである。評価結果の妥当性について、特に表明選好法における検証点として Mitchell and Carson(1989)や Bateman et al.(2002)では、趣意妥当性(Content Validity)、基準関連妥当性(Criterion Validity)、構成概念妥当性(Construct Validity)の観点から検討することを推奨している。構成概念妥当性は、収束妥当性(Convergent Validity)と理論的妥当性(Theoretical Validity)に分けられる。

趣意妥当性とは、もともとの調査の意図を妥当とするかということであり、これは最終的には調査者の主観的判断に基づくことになるが、専門家やフォーカスグループとの間で議論すべき項目であるといえる。基準関連妥当性は、実際の市場データと比較して、評価値が妥当な値であるかを検討するものであり、同一対象を扱う顕示選好法の結果と比較することでチェックされる。実際には多くの研究で表明選好法と顕示選好法とで評価値が乖離することが確認されている(Carson et al.(1996), Carlsson and Martinsson(2001))。しかし、そもそもの問題として表明選好法は、現実市場データがないために開発された手法であり、これをチェックすることはしばしば不可能である。竹内(1998)が述べるとおり、もともと市場価格のないものへ市場価格をつける試みであるため、それが正しい値かどうかは決定できないのであり、全般的な評価研究の蓄積に依存するのである。

収束妥当性は、他の手法による評価の結果と比較することで確認され、環境評価研究の場合は、CVMとコンジョイント分析という二つのことなる表明選好法の比較対照により検討できる。つまり、同じ対象を測るならば同じ額で評価されねばならない(Stevens et al. 2000)ということである。Roe et

al.(1997) では、分析対象や、分析の意図および目的に応じて CVM とコンジョイント分析を使い分けることが最も望ましいとしているが、生態系勘定においても国単位・県単位での評価を目指すためにはシンプルな CVM で、そして質的要因を詳細に評価するためにはコンジョイント分析の利用が考えられる。

最後に、理論的妥当性については、社会経済的属性の係数符号のように経済理論による予測と一致しているかをチェックすることにより確認されるものであり、一般に学術研究として報告されている評価研究は理論的な検討が踏まえられているものがほとんどである。

妥当性ととも検討されるべきは、評価値の信頼性(Reliability)である。多くの場合、信頼性とは再現可能性(replicability)の度合いを意味する(Bateman et al. 2002)。藤本(1998)では、しばらくの期間を置いて再度同様の調査を行うという再現調査により、双方の評価値が高く相関すれば信頼性が検証されるとしている。適切にデザインされた調査は、同一の評価値が再現される。エクソン=バルディーズ号事件に関する CVM 調査 (Carson et al.(1994))では、2 年後に同一の調査をしたときに同一の結果を得ているため、信頼が高いことが実証されている(Carson et al. 1997)。しかし、この信頼性を調査するに当たり、かなりの費用がかかるという現実的問題が存在する。

妥当性や信頼性を低下させる最大の原因は、調査におけるバイアスであり、表明選好法を現実に利用可能なものとするためには、適切な調査票作成が必要条件である。

3.2.5 環境の経済評価事例

3.2.5.1 先行評価事例の収集

森林資源を評価した先行研究を収集し、リスト化すると表 3.11～3.13 のようになる。

表 3.11 日本における森林の価値評価(1)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意思額	支払回数
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	662,600,000,000	ワンショット
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	459,600,000,000	ワンショット
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	486,200,000,000	ワンショット
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	2,910,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	210,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	41,120,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	8,170,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	13,920,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	11,920,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	21,240,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	1,620,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	600,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	100,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	18,930,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	4,230,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	7,280,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	6,380,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	11,150,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	830,000,000	毎年
丸茂信行、安田八十五	2009	経済経営研究所年報		2008	神奈川県	572	5574円/人	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	北海道	NA	36,241,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	青森県	NA	4,101,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岩手県	NA	8,519,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	宮城県	NA	2,783,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	秋田県	NA	7,107,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山形県	NA	3,849,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福島県	NA	6,704,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	茨城県	NA	1,154,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	栃木県	NA	2,977,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	群馬県	NA	3,229,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	埼玉県	NA	1,617,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	千葉県	NA	1,970,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	東京都	NA	244,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	神奈川県	NA	635,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	新潟県	NA	3,878,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	富山県	NA	1,379,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	石川県	NA	2,518,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福井県	NA	2,216,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山梨県	NA	2,754,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	長野県	NA	3,166,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岐阜県	NA	6,381,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	静岡県	NA	3,435,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	愛知県	NA	1,710,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	三重県	NA	4,270,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	滋賀県	NA	1,151,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	京都府	NA	3,266,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	大阪府	NA	116,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	兵庫県	NA	4,253,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	奈良県	NA	1,413,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	和歌山県	NA	2,942,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	鳥取県	NA	1,492,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	島根県	NA	4,696,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岡山県	NA	3,104,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	広島県	NA	155,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山口県	NA	12,817,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	徳島県	NA	1,925,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	香川県	NA	165,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	愛媛県	NA	3,907,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	高知県	NA	6,541,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福岡県	NA	1,887,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	佐賀県	NA	1,317,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	長崎県	NA	1,752,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	熊本県	NA	5,294,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	大分県	NA	5,195,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	宮崎県	NA	7,684,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	鹿児島県	NA	6,175,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	沖縄県	NA	297,000,000	毎年
吉田謙太郎ら	2010	農村計画学会誌	1	2006	神奈川県	228	0.198(円/世帯・m ²)	毎年

表 3.12 日本における森林の価値評価(2)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意額	支払回数
安田八十五	NA	経済経営研究所年報		1 2005	神奈川県	443	3140円/人	毎年
村中亮夫・寺脇拓	2005	人文地理		2003	兵庫県	142	13,043,594	毎年
藤本高志ら	2006	農村計画学会誌	1	2003	京都府	238	6,510,000	毎年
藤本高志ら	2006	農村計画学会誌	1	2003	京都府	222	9,290,000	毎年
村中亮夫	2004	地理学評論	1	2001	山口県	408	-1,921,430,000	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	767(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	331(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	227(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	203(円/世帯/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	120779560(円/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	96912432(円/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	116447804(円/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	1385(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	771(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	317(円/世帯/%)	毎年
吉田謙太郎ら	1996	農業総合研究		1995	神奈川県	547	2138354000(5%trim)	毎年
加藤明香	1996	Journal of Forest Economics	0	1995	北海道	1188	503,000,000	毎年
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	400,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	370,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	340,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	330,000,000	ワンショット
林野庁	1993			1991	全国		39,000,000,000,000	ワンショット
林野庁指導部	1992			1990	滋賀県		35,000,000	毎年
幡建樹・赤尾健一	1993	The Japanese Forest Economic Society	0	1990	滋賀県	94	35,705,722	毎年
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	125,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	3,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,394,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	93,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	116,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	7,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	3,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	4,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	5,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	19,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	6,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	2,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	62,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	6,900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	9,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	9,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	3,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	99,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	4,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	5,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	1,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	2,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	5,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	81,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	2,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	4,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	9,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	5,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	18,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	12,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	4,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	76,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	3,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	13,600,000	ワンショット

表 3.13 日本における森林の価値評価(3)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意思額	支払回数
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	37,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	7,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	5,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	17,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	14,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	19,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	2,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	30,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	3,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	2,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	4,502,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	18,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	42,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	12,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	20,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	24,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	500,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		2,793,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		3,354,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		520,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		3,798,000,000	ワンショット
今永正明	NA	NA	NA	1974	秋田県	NA	420,000,000 (利率を6%として還元)	毎年
林野庁	1972			1970	全国		1,610,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		2,270,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		500,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		2,250,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		1,700,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		4,870,000,000,000	ワンショット

3.2.5.2 先行評価事例の応用可能性

日本における森林資源の生態価値評価については先行研究として様々な目的・対象を設定して蓄積が進んでいる。しかしながら、3.2 および 3.3 でまとめた生態系勘定という目的のための環境評価手法が有すべき条件にあてはめて考察すると、利用不可能な事例が多い。たとえば特定の森林の評価を目指して空間的範囲が評価の枠組みから抜け落ちているものや、評価主体の定義が曖昧なものなどもあり、国レベル・県レベルといったマクロレベルへの適用には資する研究は非常に限られてしまう。またマクロ的な評価研究はほぼんと非利用価値を対象外としているものもあり、生態系サービスの包括的評価として、環境経済学的観点からは不十分である。

こうしたことを踏まえて、次節では、2015 年に実施されたサーベイ調査にもとづいた価値評価を行う。このサーベイ調査のサンプルサイズは非常に大きく、先行研究との統合を行うことも可能であるが、先行研究の割合が非常に小さくなるため、本年度はサーベイ調査のみにもとづいて評価を行い、メタ分析（4 章）に供する。

3.2.6 生態系勘定への応用可能性を考慮したサーベイ調査

3.2.6.1 調査内容

サーベイ調査は 2015 年の 11 月 16 日から 12 月 4 日までインターネットを用いて全国の 192,704 人から有効回答を得た。サーベイ対象者は全国の都道府県の人口比率およびそれぞれの都道府県の年齢比率に合うように抽出されている。

サーベイ調査票では、3.3 節および 3.4 節における生態系勘定への環境評価手法への応用について

の議論にもとづいて、支払カード型 CVM を採用し、評価主体を世帯して明確化し、毎年の支払として時間的範囲を定め、居住地域における 1ha の森林面積の増加に対する評価として空間的範囲を定めた。調査票における質問文は次のようなものである。最初に、評価対象の性質の再認識を促すために、森林資源のもつ環境機能や生態系機能に関する重要性についての質問を行う。

森林には減災機能（浸水防止・土砂災害防止）がありますが、レクリエーションの場の提供や緊急時には建築資材になるなど、他にも様々な機能を持ちます。

あなたは、あなたのお住まいの地域（市町村）の森林について、以下のどの機能が重要だと重いですか。重要と思う準に、1位～5位をお答え行えください。

- ・ 木材供給
- ・ 減災機能（土砂災害防止など国土保全）
- ・ 水質浄化
- ・ 生態系・生物多様性保全
- ・ レクリエーション・遊び場
- ・ 文化的・宗教的価値（神社仏閣など）
- ・ 景観
- ・ CO₂吸収
- ・ 遺伝子資源（薬品の材料など）
- ・ その他（自由回答）

図 3.4 調査票における森林の機能の重要性に関する設問

これに続いて、支払カード型の CVM 質問により、価値評価を行う。下記の文では（ ）円となっている部分については、ウェブ画面上で金額を選択する回答形式である。

いま、あなたのお住まいの地域（市町村）における森林保護のために、乱伐の規制や植林によって 1ha のさらなる森林の拡大を行政が検討しているとしします。そのとき、あなたの家計の年間負担増が最大いくらまでなら許容できますか？ なお、この金額は行政に徴収され、森林保護実施の基金となります。

（ ）円

図 3.5 調査票における支払カード型 CVM による森林評価

これにより、1ha の森林価値に対する家計（世帯）の年間評価が得られる。これらは 3.2 節および 3.3

節で議論した評価基準に照らして、マクロ評価として適用可能な評価値であると考えられる。最後に、さらなる質的な状況を鑑みた分析にむけて森林の現状についての質問を設けている。

あなたのお住まいの地域（市町村）における森林の状況について、以下のような問題があればチェックしてください。

- ・ 林業には適していないため間伐が進まず、荒廃気味である。
- ・ ゴミの散乱など環境が悪化し、レクリエーションには不向きである。
- ・ 害獣が増加し、下草の消失などの森林の質の悪化や、周辺地域における獣害が目立つ。
- ・ 開発に伴う森林伐採が進み、土砂崩れなどが発生しやすくなっている。
- ・ その他（ ）

図 3.6 調査票における森林の現状に関する設問

3.2.6.2 調査結果

推計結果は図 3-6 のように得られた。

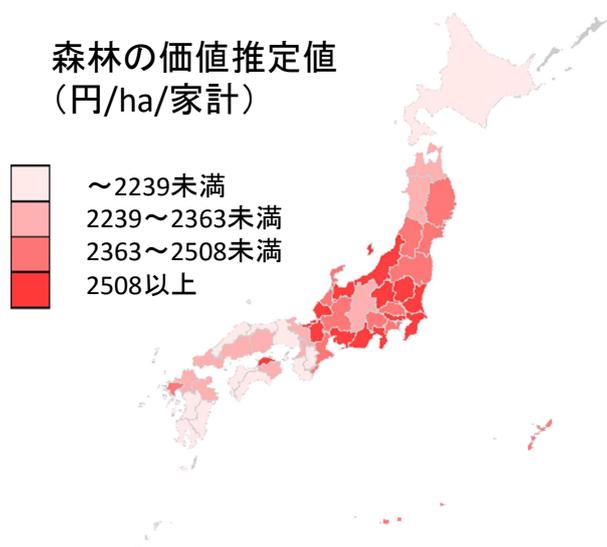


図 3.7 森林 1ha に対する支払意思額の分布（世帯 1 年あたり）

評価結果として、全国で平均約 2,447 円（標準偏差 171）であり、最高値は 2,813 円（東京都）、最低値は 1,967 円であった。図 3.7 が示す通り、日本全体で評価額は散らばっており、全体的に東日本のほうが比較的高い評価値を示している。このことは、第 2 章でまとめたとおり東日本は森林の公益的機能が重視されており、西日本は商業的価値が重視されていることに起因される。一般に商業価値

は所有者のみに帰属する価値であるのに対して、公益的価値は一種の外部経済であり、住民に遍く享受される価値であるため、一般住民に対するサーベイ結果として東日本の方が総じて高い価値を示したことは不思議ではない。

しかしながら、所得などの社会経済属性や、森林の種別なども評価値に影響を与えていると考えるのが妥当であろう。第4章では、なぜこのように支払意思額が分布したのかを回帰分析で明らかにしたうえで、生態系勘定への導入を行う。

3.2.7 森林資源生態系サービスの属性別評価

生態系サービスごと（属性ごと）の評価には、単属性評価を基本とする CVM では対応が難しいために、多属性評価を志向したコンジョイント分析を適用する。環境という対象は本来的に多属性を有するものが多く、森林もまた機能の多面性が強調される環境資源である。たとえば森林には以下のような機能が指摘されている（学術会議 2001）。

1 生物多様性保全 遺伝子保全 生物種保全 生態系保全
2 地球環境保全 地球温暖化の緩和(二酸化炭素吸収 化石燃料代替エネルギー) 地球の気候の安定
3 土砂災害防止/土壌保全 表面侵食防止 表層崩壊防止 その他土砂災害防止 雪崩防止 防風 防雪
4 水源涵養 洪水緩和 水資源貯留 水量調節 水質浄化
5 快適環境形成 気候緩和 大気浄化 快適生活環境形成(騒音防止 アメニティー)
6 保健・レクリエーション 療養 保養(休養 散策 森林浴) 行楽 スポーツ
7 文化 景観・風致 学習・教育(生産・労働体験の場 自然認識・自然との触れ合いの場) 芸術 宗教・祭祀 伝統文化 地域の多様性維持

図 3.8 森林の多面的機能

出所：学術会議答申、2001年

しかしながら、多属性であるがゆえに、考慮しなければならない情報量が増えるとともに、調査票設計においては情報提示の難しさが課題となる。

これまでのコンジョイント分析に関する研究によれば、人間の情報処理能力には限界があり、適切な情報量で提示を行わないと回答者は適切な回答ができなくなることが明らかにされている。特に、Miller (1956)の指摘以来、多属性を評価できるコンジョイント分析とはいえ、多すぎる属性を評価対象にすると認知的負荷が大きすぎて適切に評価できないことが指摘されている（栗山 1999）。しかし

近年、調査票提示の技術進歩とともに、より多くの属性数を回答者への負荷を抑制しながら分析する方法が開発された。本研究で採用した部分プロファイル分析がその1つである。

部分プロファイル分析とは、多くの評価対象属性のうち、認知的負荷が大きくなりすぎない程度の属性数を抽出し、その属性間のトレードオフを分析していくものである。こうした演算を繰り返して、全体としての多属性の間でのトレードオフを網羅的に推定することが可能となる。

本研究では、森林の生態系サービスとして主要な以下の7つの属性を評価対象として想定し、部分プロファイル分析により、各属性の相対的なウェイトを分析した。

- | | |
|---|------------|
| 1 | 水源涵養機能 |
| 2 | 土砂災害防止機能 |
| 3 | 生態系保全機能 |
| 4 | 木材生産機能 |
| 5 | レクリエーション機能 |
| 6 | 温暖化防止機能 |
| 7 | 年間負担額 |

図 3.9 想定した森林生態系サービス

それぞれの属性について、評価に必要な最小限の認識を共有するために、次のような説明を加えている。

水源涵養機能：森林に雨が降ると、土の中に雨水が染み込み、染み込んだ雨水はゆっくりと森林から流出していきます。このため、雨が降った時には洪水が緩和され、雨が降っていないときでも森林から川に水が流出していきます。さらに、土の中を水が通る際にろ過され、適度にミネラルを含むことから、おいしい水ができていきます。森林のこのような働きは水源かん養機能と呼ばれています。

土砂災害防止機能：森林の土壌は、樹木や下草、落ち葉に覆われており、これらが雨のしずくの衝撃を吸収し、土砂の流出を防いでいます。また、樹木の根は地中深く伸び、岩の亀裂にまで入り込み、土壌と基岩層との境界を根がしっかりと固定するので山崩れが起これにくくなります。森林のこのような働きは土砂災害防止機能と呼ばれています。

生態系保全機能：森林は、多様な植物、動物、昆虫、菌類、微生物などが生息・生育しており、一つの森林生態系ができています。生物が多数いることも重要ですが、いろいろな種類の生物がいることも重要であり、いろいろな種類の生物がいることで森林生態系が安定し、人間の生活や経済活動にも良い影響がもたらされます。森林のこのような働きは生態系保全機能と呼ばれています。

温暖化防止機能：森林は光合成により二酸化炭素を吸収することにより、地球温暖化防止に貢献する働きを果たしています。森林のこのような働きは地球温暖化防止機能と

呼ばれています。

木材生産機能：森林からは住宅資材や家具などの原材料となる木材を生産することができます。木材を生産するために森林を伐採しても、植林を行い、適切に管理を行えば、再び木材を生産することができます。森林のこのような働きは木材生産機能と呼ばれています。

なお、これらの質問のあとに、現時点での認識の度合いや、重要性についての質問を行い、データとして入手するとともにコンジョイント分析の質問に答える用意を促した。

これらの属性から部分プロフィールを作成し、回答データから各属性のウェイトを推定する。部分プロフィールの例として図 3.10 に示す。

	整備案1	整備案2	整備案3	
水源かん養機能	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状の150% (50%増加)	この中からは選ばない
土砂災害防止機能	現状の75% (25%減少)	現状の125% (25%増加)	現状を維持する	
地球温暖化防止機能 (二酸化炭素吸収)	現状の75% (25%減少)	現状の150% (50%増加)	現状を維持する	
生態系保全機能	森林内の生物の種数が 現状より75%となる (25%減少)	森林内の生物の種数が 現状より150%となる (50%増加)	森林内の生物の種数が 現状より125%となる (25%増加)	
1年あたりの負担金	2,000円	20,000円	5,000円	
	↓	↓	↓	↓
	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

図 3.10 部分プロフィール質問例

こうした選択質問に対する回答データをロジットモデルで分析する。ロジットモデルについては、3.1.3 節と同様の定式化を行う。

3.2.7.1 推定結果

推計に用いたサンプルサイズは、湿地の CVM と同様に 6,843 である。ただし、一人あたり 8 回の繰り返し部分プロフィール選択質問を行っているために、解析に使われたデータは 54,744 となっている。

表 3.14 森林資源の属性別評価結果

Wetland asset account in Japan
Please select coverage area and years

北海道
Wetland
2000 to 2010

	Unit	Physical value	Monetary value											
			Total	Exchange value						Surplus value				
				Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation
Hectare	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY
		A	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Opening stock of ecosystem assets	1													
Addition to stock	2													
Regeneration - natural	3													
Regeneration - human activity	4													
Reclassifications	5													
Reduction in stock	6													
Reduction due to extraction and harvest of resources	7													
Reduction due to ongoing human activity	8													
Catastrophic losses due to human activity	9													
Catastrophic losses due to natural events	10													
Reclassifications	11													
Revaluation	12	--												
Net change in stock	13													
Closing stock of ecosystem assets	14													

--: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

評価対象である7つの属性のうち、レクリエーション機能以外の属性について、有意かつ理論的整合的な係数が推定された。部分プロファイル分析を用いたため、属性数が多いことが、レクリエーション機能に有意な推定値が得られなかった原因ではないと考えられる。この結果は、サンプル全体の傾向を示すものであり、今後都道府県別の推定を行い、それぞれの地域の森林資源の持つ生態系サービスごとの評価を行う必要がある。

この結果から、各属性への支払い意思額（限界WTP）は次のように計算される。

表 3.15 各属性に対する限界意思額

attribute		MWTP
1	水源涵養機能	52.93012
2	土砂災害防止機能	57.64756
4	地球温暖化防止機能	50.59873
5	生態系保全機能	28.88962
6	木材生産機能	10.82469

この評価値は、現時点で森林資源のもつ各属性について、1%の機能増加がもたらす貨幣評価額であることに注意されたい。すなわち、現在享受している原単位あたりの評価額を前提として、その評価額を構成する各属性のウェイトを表すものであると考えることができる。

CVM とコンジョイント分析では、推定のコンセプトもモデルそれぞれ異なっているため、単純に結

びつけることはできないが、第1章で提案した生態系勘定フレームワークにおいて、1列に CVM による原単位価値を表記し、別の列にコンジョイント分析から得た各構成ウェイトを記載することで、どの機能が重視された結果としての原単位評価となっているのかが見て取れる。これにより、各国の生態系勘定で採用されているような、生態系サービスごとの評価情報も含めることができるだろう。

3.2.8 生態系サービス源としての湿地の原単位評価

日本の生態系勘定体系に利用することを前提に、CVM を利用して湿地の生態系サービス評価を行う。評価主体は家計単位、評価期間は年間 WTP として、原単位 (ha あたり) の価値を調査する。

3.2.8.1 サーベイ調査

サーベイ調査は 2016 年の 12 月 2 日から 12 月 9 日にかけて、インターネットを用いて全国の 6,843 人から回答を得た。複数の質問項目からなる調査票であるが、大きく分けて CVM による湿地の原単位価値評価と、コンジョイント分析による森林資源の属性別価値評価から成り立つ。

本小節では、前者の CVM による湿地の原単位調査について論じる。CVM の質問形式として支払カード型 CVM を採用し、評価主体を世帯して明確化し、毎年の支払として時間的範囲を定め、1ha の湿地保全に対する WTP を測定することを目的とする。

調査票における質問文は次のようなものである。最初に、評価対象の性質の再認識を促すために、湿地の現状や機能についての確認 (図 3.11) と、重要性についての認識について問う質問 (図 3.12) を設定した。重要性については、図 3.11 で示した機能のうち、重要と考える順に 1~5 位まで選択することで、いずれの機能にウェイトが置かれているかを見る。

湿地には河川、湖沼、湿原、干潟などが含まれますが、日本においては経済開発や土地利用改変によりその面積は減少しており、1976 年に 944,083 ヘクタールから、2009 年には 845,916 ヘクタールに減少しました。

湿地にはさまざまな環境的機能があり、内面漁業などで利用する水産資源のほかに、水量・水質調整や生物の棲息地、レクリエーションの場の提供などがありますが、湿地の減少とともにこうした機能は失われつつあることから、自然生態系保全の観点からは湿地の保全・回復の必要性が問われています。

図 3.11 調査票における湿地の現状と機能

1. 気候調整
2. 水量調整（土砂災害防止など国土保全）
- 3 水質浄化
4. 生態系・生物多様性保全
5. レクリエーション・遊び場
6. 景観
7. その他

図 3.12 調査票における湿地の生態系機能の重要性

調査票ではさらに湿地の訪問実態について、目的と頻度を尋ねている。これに続いて、支払カード型の CVM 質問により、価値評価を行う。下記の文章では（ ）円となっている部分については、ウェブ画面上で金額を選択する回答形式である。

いま、あなたのお住まいの都道府県における湿地の回復のために、新たに「湿地再生基金」を設置して、皆さんから募金を集めることとします。集めたお金は、(A あなたのお住いの地域で干潟の面積を増やす目的のためだけに活用されます。この基金は10年間徴収されるものとします)。そのとき、1ha (=1万㎡) の湿地回復のために、あなたの家計の年間負担増が最大いくらまでなら許容できますか？ 次のうち一番近いものをお選びください。

() 円

図 3.13 調査票における支払カード型 CVM による湿地の原単位評価

これにより、1ha の湿地保全に対する家計（世帯）の年間評価が得られる。これらは前節までに議論した評価基準に照らして、マクロ評価として適用可能な評価値であると考えられる。また、非利用価値に伴う空間的なスピルオーバーについて確認するために、実施場所についての想定を変えた質問を用意した。

3.2.8.2 調査結果

推計結果は図 3.14 のように得られた。数値についての情報は、森林統計とともに添付資料に付し

た。

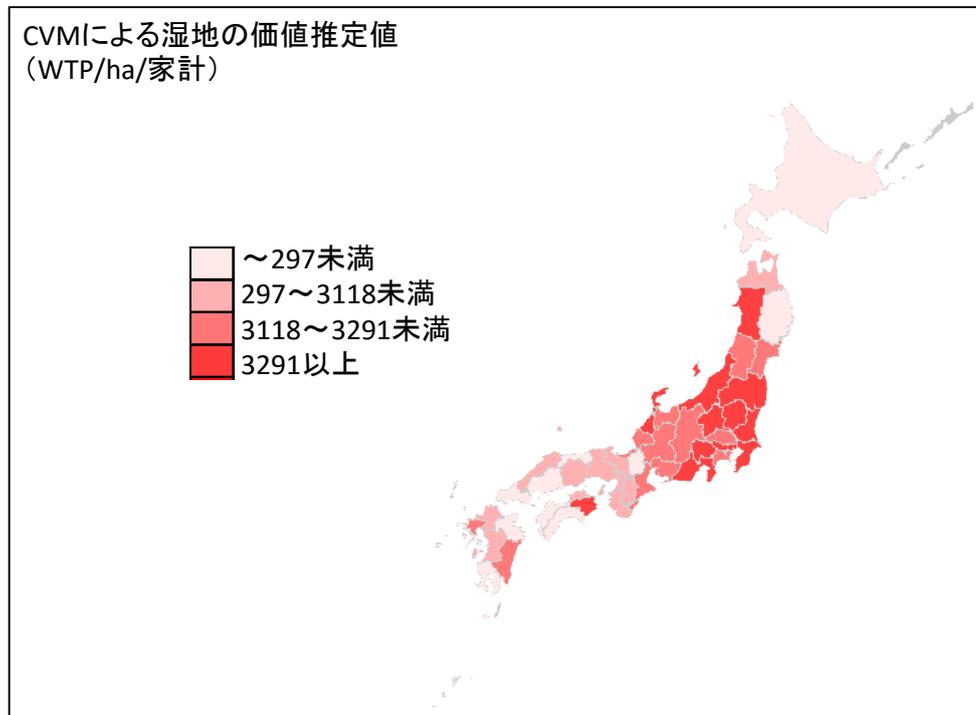


図 3.14 湿地 1ha に対する支払意思額の分布（世帯 1 年あたり）

評価結果として、全国で平均約 2,929 円であり、最高値は 3,552 円（栃木県）、最低値は 2,489 円であった。図 3.14 が示す通り、日本全体で評価額は散らばっており、そのばらつきはかなり大きい（標準偏差 4,116）。全体的に東日本、特に関東地方で比較的高い評価値を示している。

第 4 章の回帰分析においては、このような地域における差異がなぜ生じたのかについて、所得などの社会経済属性や、環境的条件を考慮に入れた分析を行い、原単位価値の規定要因についての基礎構造を見ていく。そして求めたメタ関数で湿地について県別の生態系サービス源としてのストック評価を行う。

第4章 量的および質的価値の生態系サービス勘定表への導入

4.1 平成29年度の成果

本年度までの研究により、世界各国の動向を踏まえた上で日本における生態系勘定体系のフレームワークが試案された。そして、それに導入可能なかたちで、次の生態系サービス源の評価値が揃った。

- (1) 森林資源の原単位評価値（価値データ）
- (2) 森林資源の面積と変化（量データ）
- (3) 湿地の原単位評価値（価値データ）
- (4) 湿地の面積と変化（量データ）
- (5) 森林の生態系サービスごとの評価ウェイト
- (6) 沿岸水産資源の変化（量データ、価値データ（ただし市場価格のみ））
- (7) 湿地の生態系サービスごとの評価ウェイト

本章では以上のデータを、体系枠組みに導入していき、本プロジェクトにおける生態系勘定の提供を行う。その際に以下の勘定表を記載するが、実際には表計算ソフトを利用し、年代、生態系資源の種類、価値データの種類を選択することで瞬時にデータが一覧できるような提示方法をとる。

- 2012年 森林資源ストック、WTPによる原単位評価
- 2012年 森林資源ストック、レント(World Development Indicator 所収の森林レントデータ)による原単位評価
- 2012年 森林資源ストック、レント(TEEB 報告書にもとづく森林レントデータ)による原単位評価
- 2000年 森林資源ストック、WTPによる原単位評価
- 2000年 森林資源ストック、レント(World Development Indicator 所収の森林レントデータ)による原単位評価
- 2000年 森林資源ストック、レント(TEEB 報告書にもとづく森林レントデータ)による原単位評価
- 2009年 湿地ストック、WTPによる原単位評価
- 2000年 湿地ストック、WTPによる原単位評価

ただし、第1章で論じたように、SEEA-EEAへの準拠も考え、各シートは期首と期末におけるそれぞれのストック、そしてその期間のあいだの変化が同時にみられるような形式をとった。そして、それぞれのシートは全国および都道府県別で供される。

4.1.1 勘定表への数値の計上

4.1.1.1 全体の概要

第1章で論じた森林資産勘定及び湿地資産勘定に関して、具体的な数値を計上することになるが、

数値計上の概要は表 4.1 にまとめられているとおりである。まず、評価単位となる地域については前述のとおり 47 都道府県と全国版の合計 48 枚がそれぞれ森林資産勘定と湿地資産勘定で用意される。

まず森林資産勘定に関して、データの取得及び評価の年次は 2000 年、2007 年、2012 年の 3 か年次であることから、期首－期末が 2000－2007 年表、2007－2012 年表、2000－2012 年表の 3 種類ができる。物量データも前述のとおり、森林資産勘定では森林面積と森林蓄積量が計上され、このうち森林面積あたりの単価を利用して交換価値と余剰価値双方での経済評価額が計上される。この時利用する単価については交換価値の単価は全国で一律のものを用い、余剰価値に関しては都道府県ごとに異なる単価を用いた。生態系の機能別評価について、森林生態系の 6 つの機能：水質浄化、土砂崩壊防止、気候緩和、生態系保全、レクリエーション、木材供給を取り上げ、これらの機能に総評価額を按分する際に使用する機能別ウェイトについては、全国を 8 つの地方に分け、それぞれで異なるウェイトを用いた。その際の地方区分は表 4.2 のとおりであり、気象庁の地方区分に基づいている。

表 4.1 生態系資産勘定表の概要

	森林資産勘定表	湿地資産勘定表
評価単位となる地域	都道府県＋全国	都道府県＋全国
年次	2000年, 2007年, 2012年	2000年, 2010年
物量データ	森林面積・蓄積	湿地面積
経済評価の手法	交換価値, 余剰価値	余剰価値
生態系の単価	交換価値: 全国で一律の単価 余剰価値: 都道府県ごと、年次ごとに異なる単価	都道府県ごと、年次ごとに異なる単価
機能別属性	水質浄化 土砂崩壊防止 気候緩和 生態系保全 レクリエーション 木材供給	気候緩和 水質浄化 生態系保全 レクリエーション 内水面漁業
機能別属性のウェイト設定	全国8地方ごとに異なるウェイト	全国8地方ごとに異なるウェイト

一方の湿地資産勘定については、データの取得及び評価の年次は 2000 年と 2010 年の 2 か年次であることから、期首－期末が 2000－2007 年表の 1 種類のみとなる。物量データは湿地面積のみを計上し、経済評価は交換価値による評価は行わず、余剰価値による評価のみを行い、経済評価には都道府県ごと及び年次ごとに異なる単価を用いた。湿地に関する生態系機能別評価では、湿地の生態系機能として気候緩和、水質浄化、生態系保全、レクリエーション、内水面漁業の 5 つを取り上げ、森林と同様、全国 8 地方ごとに異なるウェイトを適用した。

表 4.2 地方区分と都道府県区分

地方	都道府県
北海道・東北	北海道・青森・岩手・宮城・秋田・山形・福島
南関東	埼玉・千葉・東京・神奈川
北関東・甲信	茨城・栃木・群馬・山梨・長野
北陸	新潟・富山・石川・福井
東海	岐阜・静岡・愛知・三重
近畿	滋賀・京都・大阪・兵庫・奈良・和歌山
中国・四国	鳥取・島根・岡山・広島・山口・徳島・香川・愛媛・高知
九州・沖縄	福岡・佐賀・長崎・熊本・大分・宮崎・鹿児島・沖縄

4.1.1.2. 森林資産勘定

森林資産の評価では、森林面積に面積あたりの評価額（交換価値と余剰価値）を乗じることで総額を算出し、これを森林生態系の機能別属性のウェイトを用いてそれぞれの機能に按分する形で行った（表 4.3）。交換価値による評価は、TEEB による資源レント法に基づく評価方法（van der Ploeg et al., 2010）を踏襲して評価を行ったが、都道府県別での評価を行うためのデータが取得できなかったため、全国レベルでの評価を行い、この推計結果を各都道府県の評価に適用した。そのため、全ての都道府県で交換価値による森林生態系の単価は同一である。なお、交換価値による評価市場取引される金額をベースとしているので、生態系機能別の属性に関しては、木材供給機能のみを評価するものであり、評価額も木材供給機能に全て帰着させた。余剰価値の単価については、2015 年に本研究で独自に行った CVM による評価額を適用している（3.2.6 節参照）。なお、CVM による WTP は回答者が居住する都道府県内における森林に対する年間世帯あたりの額となっているため、単価の単位は円/ha/世帯となる。そのため、都道府県ごとの森林の単価（円/ha）を算出するため、CVM を実施した時点での最新データあった 2014 年における、それぞれの都道府県の世帯数を乗じた。機能別ウェイトの算出に関しては、2016 年に本研究で実施した多属性評価手法の一種であるコンジョイント分析から、各機能の荷重和として想定される効用関数を推定し、それぞれの機能のウェイトを求め、これを生態系の機能別ウェイトとして用いた。

表 4.3 森林資産勘定への数値計上

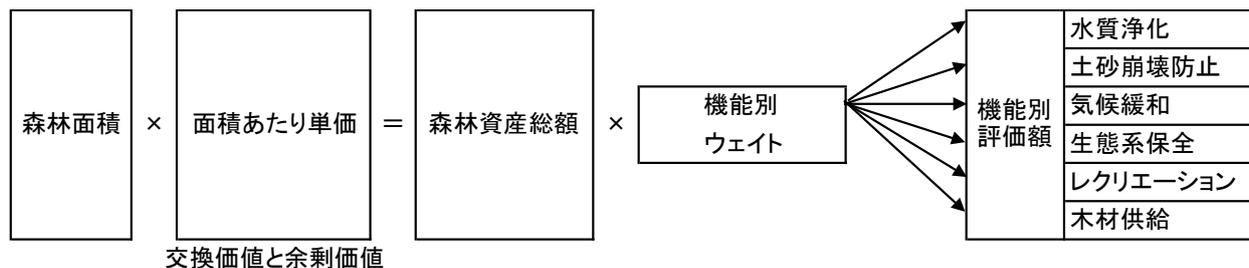


図 4.1 は全国版の森林資産勘定表の一部である。ここに示されるとおり、勘定表では左上のプルダウンメニューから都道府県と年次（2000－2007年、2007－2012年、2000－2012年の3通り）を選択して表示させる。図 4.1 は 2007-2012 年のものであることから、行 1 の期首ストックには 2007 年の値が、行 14 の期末ストックには 2012 年の値が計上され、行 13 の期中変化にはこの 5 年間の変化量・額が計上されている。現時点では期中変化量・額をその要因ごとに分解できていないため、行 2～11 は空欄となっている。行 12 の再評価については、余剰価値の計算には年次ごとにそれぞれ異なる単価を用いているため、単価変化による評価額の変化分が計上されているが、交換価値の計算にはどの年次も同じ単価を用いているのでゼロ計上となる。また、経済評価額は面積あたりの単価を用いているため、図 4.2 のように、面積が減少する一方で蓄積量が増加した場合でも、経済評価額は単価の低下とともに、面積の減少分も反映して減少することになる。

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国

	Unit	Physical value		Exchange value							Monetary value	
		Total	Total	Total	Water strage	Landside prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation	Total	Water
		Hectare	1000m3	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	
Opening stock of ecosystem assets	1	23,637,376	4,431,737	15,650	0	0	0	0	15,650	0	72,764,545	14,
Addition to stock	2											
Regeneration - natural	3											
Regeneration - human activity	4											
Reclassifications	5											
Reduction in stock	6											
Reduction due to extraction and harvest of resources	7											
Reduction due to ongoing human activity	8											
Catastrophic losses due to human activity	9											
Catastrophic losses due to natural events	10											
Reclassifications	11											
Revaluation	12	--	--	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	-1,256,125	--
Net change in stock	13	-19,556	468,774	-12.95	0.00	0.00	0.00	0.00	-12.95	0.00	-3,835,275	--
Closing stock of ecosystem assets	14	23,617,820	4,900,511	15,637	0	0	0	0	15,637	0	68,929,270	13,

-- : Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

図 4.1 森林の生態系勘定表（全国、交換価値）

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Forest
2007-2012

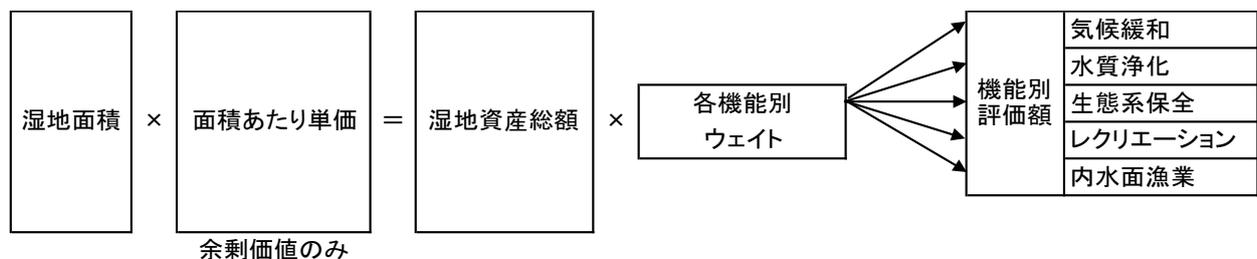
	Unit	Physical value		Surplus value						
		Total	Total	Total	Water storage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation
		Hectare	1000m3	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY
		A	B	J	K	L	M	N	O	P
Opening stock of ecosystem assets	1	23,637,376	4,431,737	72,764,545	14,439,353	15,023,336	14,837,998	10,927,735	9,669,056	7,867,068
Addition to stock	2									
Regeneration - natural	3									
Regeneration - human activity	4									
Reclassifications	5									
Reduction in stock	6									
Reduction due to extraction and harvest of resources	7									
Reduction due to ongoing human activity	8									
Catastrophic losses due to human activity	9									
Catastrophic losses due to natural events	10									
Reclassifications	11									
Revaluation	12	--	--	-1,256,125	-252,064	-264,714	-260,900	-183,184	-162,214	-133,050
Net change in stock	13	-19,556	468,774	-3,835,275	-760,881	-787,016	-778,605	-579,410	-511,848	-417,515
Closing stock of ecosystem assets	14	23,617,820	4,900,511	68,929,270	13,678,472	14,236,319	14,059,393	10,348,325	9,157,209	7,449,553

図 4.2 森林の生態系勘定表（全国、余剰価値）

4.1.1.3. 湿地資産勘定

湿地資産の評価でも、森林のときと同様に、湿地面積に面積あたりの評価額（余剰価値のみ）を乗じることで総額を算出し、これを湿地生態系の機能別属性のウェイトを用いてそれぞれの機能に按分する形で行った（表 4.3）。湿地において交換価値による評価を行わなかったのは、単価推計に必要な内水面漁業に関する統計データが都道府県単位で十分得られなかったためである。一方の余剰価値の単価推計には、2016年に本研究で独自に行った CVM による評価額を適用している（3.2.8 節参照）。なお、森林と同様、湿地に対する WTP も回答者が居住する各都道府県における湿地に対する年間世帯あたり額（円/ha/世帯）となっているため、調査時点での最新データであった 2015 年における各都道府県の世帯数を乗じて、都道府県ごとの森林の単価（円/ha）を算出した。機能別ウェイトの算出に関しては、本研究で実施したコンジョイント分析から、各機能の荷重和として想定される効用関数を推定し、それぞれの機能のウェイトを求め、これを生態系の機能別ウェイトとして用いた。

表 4.3 湿地資産勘定への数値計上



Wetland asset account in Japan

Please select coverage area and years

全国
Wetland
2000-2010

	Unit	Physical value	Surplus value					
		Total	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries
			Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY
			Hectare A	I	J	K	L	M
Opening stock of ecosystem assets	1	946,227	4,383,568	1,222,351	995,500	1,189,359	532,362	443,995
Addition to stock	2							
Regeneration - natural	3							
Regeneration - human activity	4							
Reclassifications	5							
Reduction in stock	6							
Reduction due to extraction and harvest of resources	7							
Reduction due to ongoing human activity	8							
Catastrophic losses due to human activity	9							
Catastrophic losses due to natural events	10							
Reclassifications	11							
Revaluation	12	--	-281,979	-79,356	-63,916	-76,259	-33,565	-28,883
Net change in stock	13	-100,311	-704,842	-206,837	-158,410	-186,845	-78,693	-74,056
Closing stock of ecosystem assets	14	845,916	3,678,726	1,015,514	837,090	1,002,514	453,669	369,938

図 4.3 湿地の生態系勘定表（全国、余剰価値）

図 4.3 は全国版の湿地資産勘定表の一部である。森林資産勘定と同様、勘定表では左上のプルダウンメニューから都道府県を選択して表示させる。年次は 2000-2010 年版のみで、行 1 の期首ストックには 2000 年の値が、行 14 の期末ストックには 2010 年の値が計上され、行 13 の期中変化にはこの 5 年間の変化量・額が計上されている。森林と同様、現時点では期中変化量・額をその要因ごとに分解できていないため、行 2~11 は空欄となっている。また、湿地資産勘定では交換価値での評価が行われていないため、交換価値を計上する濃い緑のセルは全て空欄になっている⁹。一方で、湿地資産勘定でも 2000 年と 2010 年で異なる単価を用いていることから、行 12 の再評価の行にも数値が計上される。図 4.3 では 2000 年から 2010 年にかけて全国の湿地単価が下がっていることから、行 13 にマイナスの値が計上されている。

4.1.2 交換価値評価と余剰価値評価の乖離

こうして勘定表に集約してわかることは、生態系資源および生態系サービスを評価する際に、交換価値を選択した場合と余剰価値を選択した場合で、評価値が非常に大きく乖離する点である。この原因は、第一に、交換価値は市場における価値のみを表し、非市場価値を反映しないのに対して、余剰価値は非市場価値を含んだ価値評価となっている点である。したがって、余剰価値のほうが交換価値よりも大きく評価されるのは理論的に考えても自然である。

しかしながら、この大きな乖離の原因は、価値の測定対象だけでなく、便益の普及範囲によるもの

⁹ 勘定表では、プルダウンメニューで選択すると数値が表示される数式を入力しているため、ゼロの値が表示されている。

が大きい。これが第二の原因である。交換価値は、その資源を有している個人にのみ帰着する。従って、交換価値の享受主体は交換行為を行った当事者1人である。それに対して、非市場価値を含む余剰価値は、市場の外部性の性質から公共財的な性格をもつため、便益はスピルオーバーすることになり、生態系サービスは特定の個人だけでなく多数によって享受されることになる。本研究の想定では、各都道府県における生態系資源に対して、それぞれの家計がどの程度の WTP を持つかによって評価した。このとき、各都道府県の生態系資源を評価する際に、家計あたりの WTP に家計数を乗じる操作を行っている。この操作が、交換価値と余剰価値の評価結果が大きく乖離する主たる原因である。

SEEA-EEA のフレームワークでは、交換価値による評価を推奨しているが、これは GDP が交換価値によって評価されており余剰を含まないことへの整合性によるものである。たしかに、GDP を中心とする SNA への接合を重視すれば交換価値による評価が望ましいだろう。

しかしながら、環境経済学における生態系の経済評価研究は、非市場価値や公共性の重要性を明らかにしてきた経緯がある。生態系の持つ価値は、非市場価値が極めて重要であるというのが環境の経済評価研究からの示唆であり、社会的余剰の計測によって社会厚生を議論するためには、余剰価値による評価が妥当であろう。

4.1.3 まとめ

本章では、日本における生態系資源に関する量的データおよび価値的データに関するこれまでの収集・推定結果を集約し、国際的な標準になりつつある SEEA-EEA 体系に極力整合するようなかたちでの勘定表への導入を行った。

ここでの大きな論点は、交換価値を採用するか、余剰価値を採用するかということである。SEEA-EEA では交換価値による評価を求めているが、本研究第3章で詳しく論じたとおり、環境や生態系の経済価値の本質はその非市場性および公共性にあり、こうした価値を無視することはできない。

重要な点は、評価結果の用途である。国民経済計算の調整や企業会計への導入に用いるのであれば交換価値を選択することが妥当であるが、政策評価や社会的費用便益分析に用いるのであれば理論的観点からも余剰価値を選択することが推奨されよう。

本研究では、いずれの用途にも適するよう、双方の評価値を選択可能にした。利用目的によって使い分けてつつ、環境政策分析の情報基盤として有用性を発揮すると考えられる。

4.2 3年間の研究を通じて得られた成果

4.2.1 森林資源原単位価値のメタ分析

第3章で議論されたとおり、森林の社会的価値（シャドウプライス）を評価する手法として、従来の研究でもっとも多く用いられてきたのは仮想評価法（CVM）および多属性評価が可能なコンジョイント分析である。しかしながら従来の評価事例ではレクリエーション価値を評価する際にはトラベルコスト法などが用いられることもある。どの手法がどの価値を評価するのに適するののかについては様々な研究が存在し、それぞれの利点と欠点が明らかとなってきている。例えばアンケートに基づく表明選好法（CVM と選択実験）にはバイアスの問題が伴う一方で、市場データに基づく顕示選好法（トラベルコスト法）には利用価値以外を測定できないという欠点がある。しかしながらいずれの手

法についても研究の蓄積が進み、世界各地における森林の経済評価結果が蓄積してきている。これを利用して、まだ新たに評価すべき森林資源のシャドウプライスを見積もる試みも始まっており、便益移転 (Benefit Transfer) あるいはメタ分析と呼ばれる手法として知られるようになってきている。米国では、可能であれば既存の評価研究から便益評価額を推測すべきであるとするガイドラインが策定され (Desvousges et al. 1998)、政策にも応用されるようになってきている。吉田 (2000) によれば、シャドウプライスの評価には大きな時間と労力と費用がかかる。したがって、マクロ的な評価を行う場合には、個別に評価を積み上げていくよりも、メタ関数を推定することの有用性は大きい。実際に、ミレニアム生態系評価や TEEB 報告書でも便益移転はしばしば採用されている。

便益移転には4つのタイプがある (Smith et al. 2006)

1. 原単位移転 (Unit value transfer)

この手法は、同等の政策にまつわる便益測度 (WTP など) は一定と想定され、ある一つの研究による推定、いくつかの研究による推定の平均、あるいは代表的研究を特定しその結果を用いる。

2. 関数移転 (Function transfer)

過去に推定された行動選択の分析により得られた便益関数によって移転される。便益関数はしばしば左辺に WTP、右辺に地域特性や社会経済特性など WTP の違いを説明する変数がおかれる。従って、原単位移転とはことなり、地域によって WTP が異なることを前提としている。移転手法として妥当性がもっとも高いという証拠も挙がってきている (Brouwer and Spaninks 1999)。

3. メタモデル移転 (Meta model transfer)

過去の研究に関するメタ分析により WTP を規定する要因を特定した上で、それら要因を何らかの形で考慮して新規地域に当てはめるものであるが、経済学的な裏付けはないため、極めて経済学的手法である CBA にはなじまないかもしれない。

4. 構造モデル移転 (Structural model transfer)

Smith et al. (2002) によって開発された手法であり、個人の選択行動から個人の選好構造を特定し、WTP を規定する所得や相対価格といった要因を同時に分析することで便益測度のトレードオフを明らかにする。

実際に環境評価の文脈で検討されるのは、1と2の手法。4の方法はより経済学的なトピック (労働の供給弾力性など) に応用されるが、まだ研究蓄積はほとんどない。

移転された便益がどれほどの妥当性をもつかは極めて重要である。便益移転の妥当性をチェックする方法として、収束妥当性 (convergent validity) が考えられてきた。これは異地点間、異母集団間、異時点間で、同等の環境変化に対して同等の便益 (WTP) が測定されるかどうかをみるものである (Morrison et al. 2002)。たとえば、大阪で騒音1単位を削減する便益と東京で騒音を1単位削減する便益は同等でなければならないというものであり、根拠なく評価額が異なってはならないことを要求する。大床他 (2007) はこうした差異の原因について、次の3つを指摘した。

1. 評価主体に関連するもの：評価主体の属性の違いに起因する誤差。
2. 評価対象財に関連するもの：プロジェクト内容、環境財の種類や規模、気象条件や植生など、

評価対象財の特性に起因する誤差。

3. 時間に関連するもの：調査の時期、プロジェクトの開始時期、支払時期や支払い回数など、時間の要素に起因する誤差。

便益移転研究の多くは、Study site と Policy site を設定し、Study site における評価結果に近い値が Policy site でも観察されるかを問うものである。ただし社会属性で何らかの調整を施すこともある。便益移転はまだ信頼性の高い手法として確立していないが、適切な便益移転関数を定めると比較的小さい誤差で移転が可能であることを示す研究が蓄積してきている。また社会属性や土地属性を含めることによって便益移転の妥当性が高まることも示されてきている。国際的なメタ分析をした代表的な研究として Barrio and Loureiro(2010)であげられる。国際的なメタ分析であっても、過去の評価研究にもとづいて、価値関数を回帰分析で推定するというやり方をとっている点は同じである。ただし、国情や社会経済状態が大きく異なるため、その対応に苦慮することになる。通常、こうした要因は説明変数に社会・経済的要因を導入することによって処理されるが、Barrio Loureiro (2010)では、次のような説明変数を設定している。大別して、研究要因（調査方法など）、評価対象要因、土地固有の要因（国情など）にわけ、それぞれの要因に分類される属性を回帰式に導入している。まず研究属性に関するものとして WTP の測定期間の違い、回答者の単位の違い（個人か家計か）、評価手法の違い（2肢選択 CVM かそれ以外か）、CVM フォーマットの違い、アンケート調査法の違い（対面式かどうか）およびサンプルサイズなど導入し、評価対象属性に関するものとして樹種の違い、森林の利用形態、生物多様性、その有する価値がレクリエーションだけか否かを取り上げている。また土地固有および社会・経済属性に関するものとして GDP、森林面積の国土に対する比率、あるいは北欧や北米といった地域の差異などを考慮している。

こうした先行研究を参考に、日本において生態系勘定の価値データを収集するためには、社会属性や対象属性のデータを出来る限り取り入れて、当てはまりのよいメタ関数を推定する必要がある。

4.2.1.1 評価データの利用

本研究で利用する WTP データは、サブテーマ(3)（第 3 章）から提供される支払カード型 CVM による森林資源 1ha あたりに対する世帯あたり年間価値データである。第 3 章でみたように、その評価値にはばらつきがあり、それを説明する変数を設定し、当てはまりのよい関数を推定していく。サーベイ調査は 2015 年の 11 月 16 日から 12 月 4 日までインターネットを用いて全国の 192,704 人から有効回答を得た。サーベイ対象者は全国の都道府県の人口比率およびそれぞれの都道府県の年齢比率に合うように抽出されている。

また、地域の特徴を表すデータとして、人工林／天然林、針葉樹／広葉樹、および樹齢などについてもっとも新しい情報を提供する 2011 年のデータを利用する。サーベイ時点は 2015 年であるため、約 4 年の乖離があるため、新しいデータが利用可能になり次第、データセットを更新することが望まれるが、日本において森林状態の経年変化は比較的緩やかであることを考えると、推計結果に大きな影響を及ぼすものではないと予想される。

その他の社会経済属性については、内閣府や総務省統計局のデータから、サーベイ年次にもっとも近いデータを採用した。

4.2.1.2 メタ関数の変数設定

なぜ森林 1ha に対して、世帯によって評価値が異なった原因として、まず社会属性が影響していることが考えられる。先行研究を踏まえてもっとも典型的な変数は所得である。所得効果とも呼ばれ、所得が高いほど支払意思額は高い値を示すことがある。従って、所得変数は森林に対する WTP の規定要因として外すことはできない。本調査データは、評価主体の単位として世帯を設定しているため、世帯所得を回帰分析の説明変数として設定する。このデータは平成 24 年度の内閣府の県民所得データと、総務省統計局の世帯数データをもちいて構築した。また、地域の特徴を表すデータとして、性別と年齢を導入した。性別については地域人口における女性率を表すものとなる。

次に、天然林／人工林という区別に対応するデータとして、天然林率を採用した。これは第 2 章から提供される森林データから構築した。また、広葉樹／針葉樹という区別に対応するものとして、広葉樹林率を採用した。これらによって、天然林率の上昇や、広葉樹林率の上昇がどの程度 WTP の評価値に影響するかを示すものとなる。

さらに、森林の質的要因を表す要素として、樹齢を考慮した。樹齢については、第 2 章から提供される森林データに基づいて、年齢別の森林面積を考慮した加重平均として算出している。一般に、日本の森林の問題として間伐の遅れや林業の衰退に伴う樹齢の高齢化が挙げられている。樹齢の高齢化は山林の荒廃にも関連する要素であると同時に、二酸化炭素の吸収の遅れや生物多様性の棲息地としての機能にも関わる要因であるため、メタ分析において興味深い変数であるといえる¹⁰。

その他にもメタ関数に取り入れるべき要因に関するデータが入手可能になり次第、メタ関数の変数設定も更新できるようなデータセットの構築を行うが、本年度における森林の価値推定式としては上記のような変数を取り入れる。

4.2.1.3 メタ関数の推定

ここでは回帰分析をもちいて森林 1ha に対する家計あたり年間 WTP の規定要因を定量的に分析する。この回帰式は、前節での定式化に基づいて次のように表される。

$$\text{WTP}_{\text{Forest}} = \text{Constant} + \beta_1 \cdot \text{Income} + \beta_2 \cdot \text{Woman} + \beta_3 \cdot \text{Age} \\ + \beta_4 \cdot \text{Natural forest rate} + \beta_5 \cdot \text{Broadleaf forest rate} + \beta_6 \cdot \text{Forest age} + \beta_7 \cdot \text{Forest rate} + \varepsilon$$

ここで Constant は定数項、Income は世帯あたり所得、Woman は女性の時に 1 をとるダミー変数、Age は年齢、Natural Forest rate は居住している県の天然林率、Broadleaf Forest rate は居住している県の広葉樹林率、Forest Age は居住している県の加重平均樹齢、Forest rate は居住している県面積に占める森林の割合、 ε は誤差項を表す。

回帰式の各推定係数 β は次のように得られた。

表 4.4 メタ関数の回帰分析

¹⁰ もちろん、非常に高い樹齢を持つ樹木は特殊な価値を帯びてくる。しかし本研究で対象としているのは平均樹齢であるため、マクロ的に平均して非常に高い樹齢となることはなく、およそ 20～50 年ほどの範囲に限られた議論となる。

	係数	標準誤差	t値	p値
$\beta 1$	0.000	0.000	75.200	0.000
$\beta 2$	-355.452	18.771	-18.940	0.000
$\beta 3$	-19.887	0.764	-26.030	0.000
$\beta 4$	-337.965	127.823	-2.640	0.008
$\beta 5$	694.952	116.238	5.980	0.000
$\beta 6$	-9.471	2.518	-3.760	0.000
$\beta 7$	-207.447	58.038	-3.570	0.000
Constant	2897.274	153.141	18.920	0.000
Sample size	195194			
Prob > F	0.000			
Adj R-squared	0.0342			

この回帰式に基づいて、右辺に各県別および全国の変数データを内挿することにより、各県別および全国の 1ha 森林に対する世帯あたり年間価値を推定することができる。その推定プロセスは表 4.5～表 4.6 のとおりに示される。

表 4.5 メタ関数から推定される森林価値(1)

	切片	$\beta 1$	平均世帯所得(県民所得/世帯数)	$\beta 2$	女性率	$\beta 3$	年齢	$\beta 4$	天然林率	$\beta 5$	広葉樹率	$\beta 6$	平均樹齢	$\beta 7$	森林率	推定WTP
北海道	2897.274	0.000141	5,338.666	-355.452	0.513661	-19.8871	46.5	-337.965	0.71284	694.9521	0.547578	-9.47112	39.53744	-207.447	0.623199	2180.71
青森県	2897.274	0.000141	5,982.248	-355.452	0.528448	-19.8871	47	-337.965	0.55402	694.9521	0.433385	-9.47112	36.96105	-207.447	0.631379	2253.54
岩手県	2897.274	0.000141	6,862.453	-355.452	0.530337	-19.8871	47.4	-337.965	0.551446	694.9521	0.499465	-9.47112	40.55135	-207.447	0.722701	2363.22
宮城県	2897.274	0.000141	7,195.454	-355.452	0.522008	-19.8871	44.6	-337.965	0.499604	694.9521	0.472609	-9.47112	42.59628	-207.447	0.578779	2478.29
秋田県	2897.274	0.000141	6,574.641	-355.452	0.512887	-19.8871	49.3	-337.965	0.496306	694.9521	0.481859	-9.47112	41.15899	-207.447	0.701766	2295.92
山形県	2897.274	0.000141	7,577.820	-355.452	0.531429	-19.8871	47.7	-337.965	0.702391	694.9521	0.678657	-9.47112	41.85172	-207.447	0.938019	2474.55
福島県	2897.274	0.000141	7,355.394	-355.452	0.519172	-19.8871	46.2	-337.965	0.629166	694.9521	0.577777	-9.47112	43.33912	-207.447	0.669165	2473.42
茨城県	2897.274	0.000141	8,494.895	-355.452	0.513361	-19.8871	44.9	-337.965	0.374317	694.9521	0.37546	-9.47112	44.7179	-207.447	0.292206	2673.32
栃木県	2897.274	0.000141	8,146.975	-355.452	0.501535	-19.8871	44.9	-337.965	0.534242	694.9521	0.453924	-9.47112	42.93808	-207.447	0.520757	2598.26
群馬県	2897.274	0.000141	7,821.251	-355.452	0.503021	-19.8871	45.4	-337.965	0.551265	694.9521	0.508583	-9.47112	41.95375	-207.447	0.62397	2561.87
埼玉県	2897.274	0.000141	6,992.524	-355.452	0.508065	-19.8871	43.6	-337.965	0.494962	694.9521	0.422807	-9.47112	48.73677	-207.447	0.313889	2438.19
千葉県	2897.274	0.000141	7,164.333	-355.452	0.499585	-19.8871	44.3	-337.965	0.548277	694.9521	0.552558	-9.47112	50.4924	-207.447	0.263466	2517.56
東京都	2897.274	0.000141	9,426.356	-355.452	0.502584	-19.8871	43.8	-337.965	0.52536	694.9521	0.525932	-9.47112	50.92141	-207.447	0.350842	2813.34
神奈川県	2897.274	0.000141	7,159.712	-355.452	0.506241	-19.8871	43.4	-337.965	0.581366	694.9521	0.578938	-9.47112	52.49069	-207.447	0.354328	2501.82
新潟県	2897.274	0.000141	7,934.769	-355.452	0.499504	-19.8871	47	-337.965	0.774715	694.9521	0.758258	-9.47112	47.27082	-207.447	0.698869	2579.45
富山県	2897.274	0.000141	8,938.062	-355.452	0.516309	-19.8871	46.9	-337.965	0.759648	694.9521	0.687703	-9.47112	46.08043	-207.447	1.08527	2604.51
石川県	2897.274	0.000141	7,726.272	-355.452	0.517658	-19.8871	45.3	-337.965	0.617941	694.9521	0.560346	-9.47112	51.65632	-207.447	0.6358	2464.32
福井県	2897.274	0.000141	8,562.393	-355.452	0.515962	-19.8871	46	-337.965	0.585822	694.9521	0.567174	-9.47112	51.42612	-207.447	0.721922	2569.14
山梨県	2897.274	0.000141	7,464.165	-355.452	0.515723	-19.8871	45.8	-337.965	0.528538	694.9521	0.413723	-9.47112	44.73409	-207.447	0.774489	2383.11
長野県	2897.274	0.000141	7,157.005	-355.452	0.511216	-19.8871	46.6	-337.965	0.554389	694.9521	0.374546	-9.47112	44.84285	-207.447	0.754943	2292.43
岐阜県	2897.274	0.000141	7,641.923	-355.452	0.513666	-19.8871	45.3	-337.965	0.528029	694.9521	0.434344	-9.47112	47.89155	-207.447	0.833998	2391.17
静岡県	2897.274	0.000141	8,608.210	-355.452	0.516333	-19.8871	45.4	-337.965	0.399608	694.9521	0.330474	-9.47112	49.96236	-207.447	0.643714	2515.95
愛知県	2897.274	0.000141	9,067.964	-355.452	0.507655	-19.8871	43	-337.965	0.33615	694.9521	0.274553	-9.47112	53.56821	-207.447	0.414626	2627.72
三重県	2897.274	0.000141	7,880.298	-355.452	0.500336	-19.8871	45.4	-337.965	0.36595	694.9521	0.337228	-9.47112	51.43995	-207.447	0.63078	2423.46

表 4.6 メタ関数から推定される森林価値(2)

	切片	β_1	平均世帯所得(県民所得/世帯数)	β_2	女性率	β_3	年齢	β_4	天然林率	β_5	広葉樹率	β_6	平均樹齢	β_7	森林率	推定WTP
滋賀県	2897.274	0.000141	8,790.431	-355.452	0.512821	-19.8871	43.1	-337.965	0.563495	694.9521	0.393528	-9.47112	50.21229	-207.447	0.516563	2601.14
京都府	2897.274	0.000141	7,126.329	-355.452	0.50565	-19.8871	44.9	-337.965	0.603637	694.9521	0.411593	-9.47112	52.91507	-207.447	0.716343	2264.54
大阪府	2897.274	0.000141	7,166.671	-355.452	0.520825	-19.8871	44.3	-337.965	0.480275	694.9521	0.269341	-9.47112	49.62941	-207.447	0.280761	2341.09
兵庫県	2897.274	0.000141	6,590.392	-355.452	0.517799	-19.8871	44.9	-337.965	0.558865	694.9521	0.414379	-9.47112	51.56374	-207.447	0.648499	2228.38
奈良県	2897.274	0.000141	6,035.003	-355.452	0.522231	-19.8871	45.4	-337.965	0.380859	694.9521	0.344042	-9.47112	46.07481	-207.447	0.753743	2179.73
和歌山県	2897.274	0.000141	6,893.914	-355.452	0.527838	-19.8871	47.4	-337.965	0.38688	694.9521	0.363607	-9.47112	50.06919	-207.447	0.757107	2232.47
鳥取県	2897.274	0.000141	6,062.198	-355.452	0.530133	-19.8871	46.9	-337.965	0.438745	694.9521	0.412489	-9.47112	46.38303	-207.447	0.711988	2184.71
鳥根県	2897.274	0.000141	6,361.340	-355.452	0.522491	-19.8871	48.4	-337.965	0.591815	694.9521	0.539005	-9.47112	46.56656	-207.447	0.751644	2226.12
岡山県	2897.274	0.000141	7,185.998	-355.452	0.521368	-19.8871	45.7	-337.965	0.568973	694.9521	0.424599	-9.47112	48.31275	-207.447	0.664142	2326.65
広島県	2897.274	0.000141	7,192.027	-355.452	0.520207	-19.8871	45.4	-337.965	0.663158	694.9521	0.371326	-9.47112	49.58201	-207.447	0.703245	2244.89
山口県	2897.274	0.000141	7,075.566	-355.452	0.517606	-19.8871	47.7	-337.965	0.531954	694.9521	0.417028	-9.47112	50.27751	-207.447	0.685711	2256.76
徳島県	2897.274	0.000141	6,893.800	-355.452	0.528169	-19.8871	47.6	-337.965	0.374479	694.9521	0.354261	-9.47112	45.58954	-207.447	0.737138	2272.63
香川県	2897.274	0.000141	7,329.917	-355.452	0.524675	-19.8871	46.8	-337.965	0.71315	694.9521	0.64444	-9.47112	41.69291	-207.447	0.432267	2538.80
愛媛県	2897.274	0.000141	6,009.408	-355.452	0.517766	-19.8871	47.2	-337.965	0.362168	694.9521	0.310903	-9.47112	46.4611	-207.447	0.678507	2137.16
高知県	2897.274	0.000141	5,164.625	-355.452	0.529537	-19.8871	48.5	-337.965	0.334273	694.9521	0.32464	-9.47112	47.45501	-207.447	0.82376	1967.10
福岡県	2897.274	0.000141	6,731.618	-355.452	0.530201	-19.8871	44.5	-337.965	0.286496	694.9521	0.288952	-9.47112	47.07655	-207.447	0.408933	2348.97
佐賀県	2897.274	0.000141	6,891.424	-355.452	0.528094	-19.8871	45.6	-337.965	0.271977	694.9521	0.279998	-9.47112	44.21409	-207.447	0.41389	2375.21
長崎県	2897.274	0.000141	5,787.968	-355.452	0.528571	-19.8871	46.8	-337.965	0.541612	694.9521	0.53987	-9.47112	47.3647	-207.447	0.553427	2225.83
熊本県	2897.274	0.000141	6,202.877	-355.452	0.533286	-19.8871	46.3	-337.965	0.347953	694.9521	0.360077	-9.47112	46.42173	-207.447	0.59135	2234.33
大分県	2897.274	0.000141	6,377.920	-355.452	0.530261	-19.8871	47	-337.965	0.421192	694.9521	0.43677	-9.47112	42.37988	-207.447	0.800838	2269.61
宮崎県	2897.274	0.000141	5,468.987	-355.452	0.527165	-19.8871	46.5	-337.965	0.385132	694.9521	0.413444	-9.47112	41.85432	-207.447	0.838072	2145.36
鹿児島県	2897.274	0.000141	5,473.068	-355.452	0.530357	-19.8871	46.8	-337.965	0.468396	694.9521	0.46679	-9.47112	43.81581	-207.447	0.61196	2176.10
沖縄県	2897.274	0.000141	5,272.338	-355.452	0.532143	-19.8871	40.8	-337.965	0.875634	694.9521	0.801183	-9.47112	45.34623	-207.447	0.430706	2384.26
全国	2897.274	0.000141	7,400.088	-355.452	0.513661	-19.8871	45	-337.965	0.56517	694.9521	0.477648	-9.47112	44.3991	-207.447	0.67257	2447.05

4.2.1.4 生態系サービス源としての森林資源価値評価

表 4-2 および表 4-3 にもとづいて、森林生態系の評価を行い、生態系勘定に導入するデータを提供する。最初に森林価値の原単位について考察する（図 4.4）。この回帰式は、森林の状態や社会構造によって適用すべきシャドウプライスが異なりうることを示している。

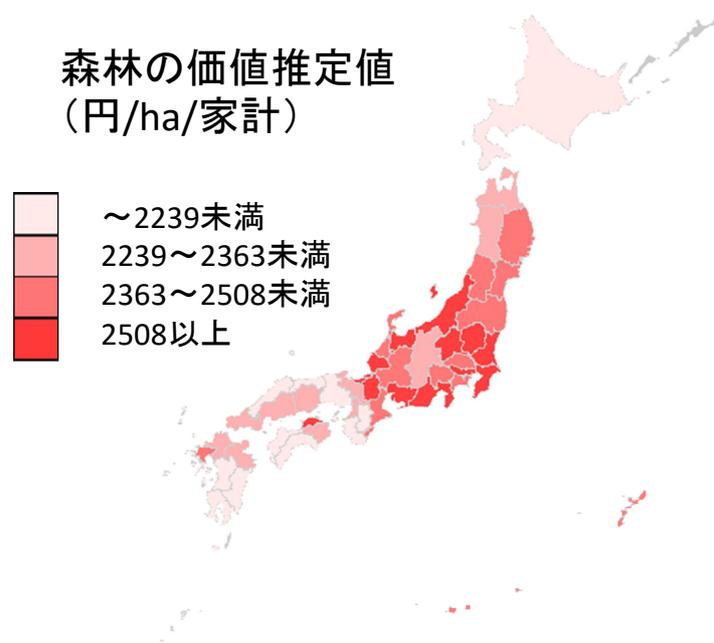


図 4.4 森林価値（原単位）の分布

原単位については、所得の影響なども受けながらも、相対的に東日本のほうが価値が高いことが示された。これは第 2 章でも議論したとおり、森林の質によるところがある。どちらかという東日本のほうが公益的価値重視されており、一般住民を主体とする価値付けにおいては高くなることは不思議ではない。同様に、商業的価値は森林所有者のみに帰属するため、一般住民にとっての価値が目減りすることが考えられ、その差異が現れた結果である可能性がある。

生態系勘定では価値の変化が重要であり、図 4.4 のように示されているストック価値について、経年変化を観察することは有意義である。しかし、第 2 章で示されたとおり、日本においては森林ストック量の変化は緩やかであり、1 年毎に変化をみるよりも、もう少し長いスパンをとって比較したほうが示唆を得やすい。ここでは、5 年間のスパンをとって比較することとし、平成 19 年と 24 年のデータを用いて、県内 GDP 比を取ることによって、ストック価値の変化がどの程度のものかをわかりやすくすると図 4.5 となる。

5年間 森林ストック価値変化/GDP

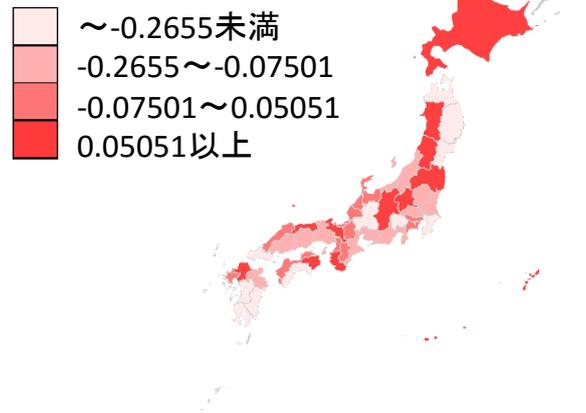


図 4.5 県内 GDP 比の森林価値変化

単純な比較は出来ないが、Costanza et al. (1997) では世界の生態系サービスは世界 GDP のおよそ 0.9 倍～3 倍であるとしていることを考えると、日本において生態系サービス源としての森林は極めて重要であると考えられる。このように持続可能性指標におけるシャドウプライスについて、地域差や森林の質を考えながら見てみると、県によっては無視できないほど森林変化の影響が大きいことがわかる。

4.2.2 湿地資源原単位価値のメタ分析

本研究で利用する WTP データは、サブテーマ(3) (第 3 章) から提供される支払カード型 CVM による湿地 1ha あたりに対する世帯あたり年間価値データである。第 3 章でみたように、その評価値にはばらつきがあり、それを説明する変数を設定し、当てはまりのよい関数を推定していく。

WTP は、サーベイ調査は 2016 年の 12 月 2 日から 12 月 9 日にかけて、インターネットを用いて全国の 6,843 人から回答を得たものである。

メタ関数を推定するにあたり、WTP を規定する諸要因を導入していくことが求められる。第一に、先行研究を踏まえてもっとも影響力の大きい変数は所得である。環境に対する WTP を推定する際に、高所得者ほど高い WTP を示すことが観察され、所得効果と呼ばれている。本研究においても、所得変数は欠かすことのできない社会経済的要因である。また、地域的特徴を表す基本的変数として、性別比と年齢を導入する。さらに、湿地へのアクセスが WTP に影響する可能性が考えられるため、湿地への訪問頻度を導入した。

対象属性として、湿地の特徴を的確に描写する変数を見つけるのは困難であるが、ここではもっとも基本的なものとして、量的規模を導入する。一般に、価値は希少性を反映するため、どの程度湿地が存在するのかが、1 ha の保全価値を規定すると考えられる。湿地の面積データは、第 2 章で与えられたデータのうち、もっとも価値評価年に近い 2009 年のデータを利用する。湿地面積は数年で急速に大きく変化するものでないため、7 年前のデータになってしまうが許容可能であり、新しい

データが利用可能になり次第、データセットを更新することが望まれるが、推計結果に大きな影響を及ぼすものではないと予想される。

その他の社会経済属性については、内閣府や総務省統計局のデータから、サーベイ年次にもっとも近いデータを採用した。ここで考慮した変数意外にもメタ関数に取り入れるべき要因に関するデータが入手可能になり次第、メタ関数の変数設定も更新できるようなデータセットの構築を行うが、本年度における湿地の価値推定式としては上記のような変数を取り入れる。

4.2.2.1 回帰分析

本節では、回帰分析をもちいて湿地 1ha に対する家計あたり年間 WTP の規定要因を定量的に分析する。この回帰式は、前節で取り上げた要因を導入して次のように表される。なお、様々なモデルを探索し、2乗項なども考えてもっとも当てはまりのよい関数形で定式化する。

$$\text{WTP}_{\text{Forest}} = \text{Constant} + \beta_1 \cdot \text{Income} + \beta_2 \cdot \text{Woman} + \beta_3 \cdot \text{Age} + \beta_4 \cdot \text{Age}^2 + \beta_5 \cdot \text{Freq} + \beta_6 \cdot \text{Wetland size} + \beta_7 \cdot \text{Wetland size}^2 + \varepsilon$$

ここで Constant は定数項、Income は世帯あたり所得、Woman はその地域の女性率 1、Age は年齢、Wetland size は回答者の居住している県の湿地面積、 ε は誤差項を表す。

回帰式の各推定係数 β は表 4.7 のように得られた。

表 4.7 メタ関数の回帰分析

	係数	標準誤差	t 値	P 値
β_1 (income)	1.14	0.12	9.42	0.00
β_2 (sex)	-293.71	115.39	-2.55	0.01
β_3 (age)	-100.87	29.28	-3.45	0.00
β_4 (age2)	1.04	0.28	3.75	0.00
β_5 (frequency)	813.84	43.63	18.65	0.00
β_6 (wetland size)	133.84	74.70	1.79	0.07
β_7 (wetland size2)	-8.23	3.76	-2.19	0.03
Constant	2613.311	802.3522	3.26	0.001
Sample size	5848			
Prob > F	0.000			
Adj R-squared	0.09			

この回帰結果に基づいて、説明変数に相当する各県別の変数データを内挿することにより、各県別の 1ha 湿地に対する世帯あたり年間価値を算出することができる。その推定プロセスは表 4.8～表 4.9 のとおりに示される。

表 4.8 メタ関数から推定される湿地価値(1)

切片	$\beta 1$ (income)	平均世帯所得(県民所得/世帯数)	$\beta 2$ (sex)	女性率	$\beta 3$ (age)	年齢	$\beta 4$ (age2)	年齢 ²	$\beta 5$ (frequency)	湿地訪問頻度	$\beta 6$ (wetland size)	湿地面積比	$\beta 7$ (wetland size2)	湿地面積比 ²	推定WTP
北海道	2613.311	1.135785	534.2047191	-293.7127	0.528055202	-100.8665	46.49378869	1.044464	2161.672386	813.8447	2.52589	2.30081	-8.227345	5.293726656	2953.158846
青森県	2613.311	1.135785	591.0758563	-293.7127	0.530094271	-100.8665	46.99776969	1.044464	2208.790356	813.8447	2.440972	2.628755	-8.227345	6.91035285	2977.014549
岩手県	2613.311	1.135785	601.3356866	-293.7127	0.523134328	-100.8665	47.3865723	1.044464	2245.487235	813.8447	2.538961	1.120886	-8.227345	1.256385425	2914.836184
宮城県	2613.311	1.135785	619.0267467	-293.7127	0.518410959	-100.8665	44.62785582	1.044464	1991.645515	813.8447	2.603516	3.06408	-8.227345	9.388586246	3195.48048
秋田県	2613.311	1.135785	597.078928	-293.7127	0.530593807	-100.8665	49.29738577	1.044464	2430.232244	813.8447	2.921512	2.74935	-8.227345	7.558925423	3394.909809
山形県	2613.311	1.135785	659.166232	-293.7127	0.520373514	-100.8665	47.64476519	1.044464	2270.0202365	813.8447	2.745614	2.253603	-8.227345	5.078726482	3268.690191
福島県	2613.311	1.135785	686.3026118	-293.7127	0.515196078	-100.8665	46.14263021	1.044464	2129.142323	813.8447	2.995614	2.205267	-8.227345	4.863202541	3504.166448
茨城県	2613.311	1.135785	759.59186	-293.7127	0.502532928	-100.8665	44.88132877	1.044464	2014.333493	813.8447	2.902484	6.343316	-8.227345	40.23765788	3541.306249
栃木県	2613.311	1.135785	754.0502094	-293.7127	0.502991027	-100.8665	44.84026611	1.044464	2010.649465	813.8447	2.864286	2.936569	-8.227345	8.623437492	3552.364646
群馬県	2613.311	1.135785	706.071755	-293.7127	0.507988127	-100.8665	45.33176384	1.044464	2054.968813	813.8447	2.896552	1.838725	-8.227345	3.380909626	3415.575235
埼玉県	2613.311	1.135785	684.8604668	-293.7127	0.497054698	-100.8665	43.6153863	1.044464	1902.301922	813.8447	2.399743	3.858583	-8.227345	14.88866277	3179.702163
千葉県	2613.311	1.135785	694.3555388	-293.7127	0.500570125	-100.8665	44.3104562	1.044464	1963.416528	813.8447	2.693247	2.676566	-8.227345	7.164005552	3327.390475
東京都	2613.311	1.135785	890.4153441	-293.7127	0.502447743	-100.8665	43.78195241	1.044464	1916.859357	813.8447	2.455619	3.100252	-8.227345	9.611562464	3397.380634
神奈川県	2613.311	1.135785	669.9633295	-293.7127	0.495974955	-100.8665	43.41286227	1.044464	1884.67661	813.8447	2.512555	2.824475	-8.227345	7.977659026	3175.378335
新潟県	2613.311	1.135785	699.7912038	-293.7127	0.516820658	-100.8665	47.02214553	1.044464	2211.08217	813.8447	2.738889	2.383057	-8.227345	5.678960665	3324.029351
富山県	2613.311	1.135785	789.7088914	-293.7127	0.516248175	-100.8665	46.90975843	1.044464	2200.525436	813.8447	2.377451	3.371114	-8.227345	11.3645849	3217.364638
石川県	2613.311	1.135785	702.933551	-293.7127	0.517596567	-100.8665	45.32899021	1.044464	2054.717354	813.8447	2.974638	1.076737	-8.227345	1.159362567	3389.039526
福井県	2613.311	1.135785	773.5969502	-293.7127	0.517326733	-100.8665	45.99413369	1.044464	2115.460334	813.8447	2.947872	1.79491	-8.227345	3.221701908	3197.564979
山梨県	2613.311	1.135785	654.0064712	-293.7127	0.510957324	-100.8665	45.82831997	1.044464	2100.234912	813.8447	2.96875	1.934526	-8.227345	3.742390845	3421.361589
長野県	2613.311	1.135785	667.9695673	-293.7127	0.514126911	-100.8665	46.62569606	1.044464	2173.955533	813.8447	2.645652	1.447613	-8.227345	2.095583398	3118.286396
岐阜県	2613.311	1.135785	717.1209722	-293.7127	0.515774379	-100.8665	45.29175481	1.044464	2051.343054	813.8447	2.522876	1.918629	-8.227345	3.68113724	3130.190965
静岡県	2613.311	1.135785	797.2115116	-293.7127	0.50685654	-100.8665	45.42288126	1.044464	2063.219973	813.8447	2.498698	3.11275	-8.227345	9.689212563	3313.693566
愛知県	2613.311	1.135785	768.6644047	-293.7127	0.497303855	-100.8665	42.93709585	1.044464	1843.5942	813.8447	2.462531	2.579093	-8.227345	6.651720703	3229.526194
三重県	2613.311	1.135785	713.9089062	-293.7127	0.513368984	-100.8665	45.41629381	1.044464	2062.639744	813.8447	2.532353	2.446666	-8.227345	5.986174516	3185.909681

表 4.9 メタ関数から推定される森林価値(2)

切片	$\beta 1$ (income)	平均世帯所得 /世帯数	$\beta 2$ (sex)	女性率	$\beta 3$ (age)	年齢	$\beta 4$ (age2)	年齢 ²	$\beta 5$ (frequency)	湿地訪問頻度	$\beta 6$ (wetland size)	湿地面積比	$\beta 7$ (wetland size ²)	湿地面積比 ²	推定WTP
滋賀県	2613.311	1.135785	821.193617	-293.7127	0.503338078	-100.8665	43.11614574	1.044464	1859.002023	813.8447	2.90812	133.8444	19.09045	364.4452812	2913.762969
京都府	2613.311	1.135785	658.130069	-293.7127	0.520213577	-100.8665	44.84973448	1.044464	2011.498683	813.8447	2.507669	133.8444	1.548724	2.398546028	3013.521637
大阪府	2613.311	1.135785	664.0619207	-293.7127	0.516136364	-100.8665	44.30289127	1.044464	1962.728453	813.8447	2.328032	133.8444	3.664022	13.42505722	3071.90192
兵庫県	2613.311	1.135785	639.277129	-293.7127	0.521583378	-100.8665	44.85210652	1.044464	2011.711459	813.8447	2.523739	133.8444	1.864432	3.476106683	3038.15817
奈良県	2613.311	1.135785	630.5096809	-293.7127	0.520800064	-100.8665	45.41140845	1.044464	2062.196017	813.8447	2.586957	133.8444	1.373866	1.886189105	3021.997716
和歌山県	2613.311	1.135785	601.8019922	-293.7127	0.530876494	-100.8665	47.34027767	1.044464	2241.101889	813.8447	2.536232	133.8444	1.779218	3.165616692	2982.571193
鳥取県	2613.311	1.135785	612.4677529	-293.7127	0.52284264	-100.8665	46.8730783	1.044464	2197.085469	813.8447	2.405405	133.8444	1.822494	3.32148438	2896.460217
島根県	2613.311	1.135785	594.960806	-293.7127	0.52367688	-100.8665	48.35920235	1.044464	2338.612452	813.8447	2.379032	133.8444	3.53003	12.4611118	3006.136507
岡山県	2613.311	1.135785	653.4541121	-293.7127	0.520597322	-100.8665	45.68655345	1.044464	2087.261167	813.8447	2.425	133.8444	2.025563	4.10298649	2985.34439
広島県	2613.311	1.135785	675.1924996	-293.7127	0.516940272	-100.8665	45.31582468	1.044464	2053.523966	813.8447	2.49026	133.8444	1.150107	1.322746111	2972.073411
山口県	2613.311	1.135785	659.01238	-293.7127	0.529209622	-100.8665	47.73077157	1.044464	2278.226555	813.8447	2.41129	133.8444	1.282473	1.644736996	2891.997136
徳島県	2613.311	1.135785	652.2253859	-293.7127	0.525982256	-100.8665	47.56421863	1.044464	2262.354894	813.8447	2.815789	133.8444	2.622272	6.876310442	3350.940723
香川県	2613.311	1.135785	676.0854749	-293.7127	0.520520521	-100.8665	46.68950168	1.044464	2179.909567	813.8447	2.357143	133.8444	2.546434	6.484326116	3001.571179
愛媛県	2613.311	1.135785	564.0119158	-293.7127	0.52994429	-100.8665	47.12512678	1.044464	2220.777574	813.8447	2.487342	133.8444	1.06571	1.135737804	2822.036846
高知県	2613.311	1.135785	502.4167159	-293.7127	0.531942634	-100.8665	48.40827121	1.044464	2343.360722	813.8447	2.24	133.8444	1.494748	2.234271584	2597.186741
福岡県	2613.311	1.135785	632.653344	-293.7127	0.527013655	-100.8665	44.49355229	1.044464	1979.676195	813.8447	2.41219	133.8444	2.415587	5.835060555	2995.323984
佐賀県	2613.311	1.135785	667.9542717	-293.7127	0.530516432	-100.8665	45.57451913	1.044464	2077.036794	813.8447	2.659574	133.8444	2.36655	5.600558903	3223.743892
長崎県	2613.311	1.135785	561.7790642	-293.7127	0.533566434	-100.8665	46.76784937	1.044464	2187.231735	813.8447	2.346491	133.8444	0.5509619	0.303559015	2642.756469
熊本県	2613.311	1.135785	572.8802877	-293.7127	0.530060673	-100.8665	46.24720923	1.044464	2138.804362	813.8447	2.755435	133.8444	1.292525	1.670620876	3079.152945
大分県	2613.311	1.135785	559.2437905	-293.7127	0.528870293	-100.8665	46.94327954	1.044464	2203.671494	813.8447	2.519608	133.8444	1.387393	1.924859336	2880.234943
宮崎県	2613.311	1.135785	522.0632085	-293.7127	0.530918728	-100.8665	46.46334622	1.044464	2158.842542	813.8447	2.869403	133.8444	1.93413	3.740858857	3181.90675
鹿児島県	2613.311	1.135785	518.9001757	-293.7127	0.533957845	-100.8665	46.79288598	1.044464	2189.574178	813.8447	2.653846	133.8444	0.8570515	0.734537274	2881.42336
沖縄県	2613.311	1.135785	529.4073094	-293.7127	0.510130246	-100.8665	40.7461929	1.044464	1660.252236	813.8447	2.063725	133.8444	0.96453	0.930318121	2489.914519

4.2.2.2 生態系サービス源としての湿地の経済価値評価

表 4-2 および表 4-3 にもとづいて、湿地の経済的価値評価を行い、生態系勘定に導入するデータを提供する。最初に湿地価値の原単位について考察する（図 4.6）。

3章でも見られたように、湿地の原単位価値は都道府県で多様であることがメタ回帰式からも確認される。

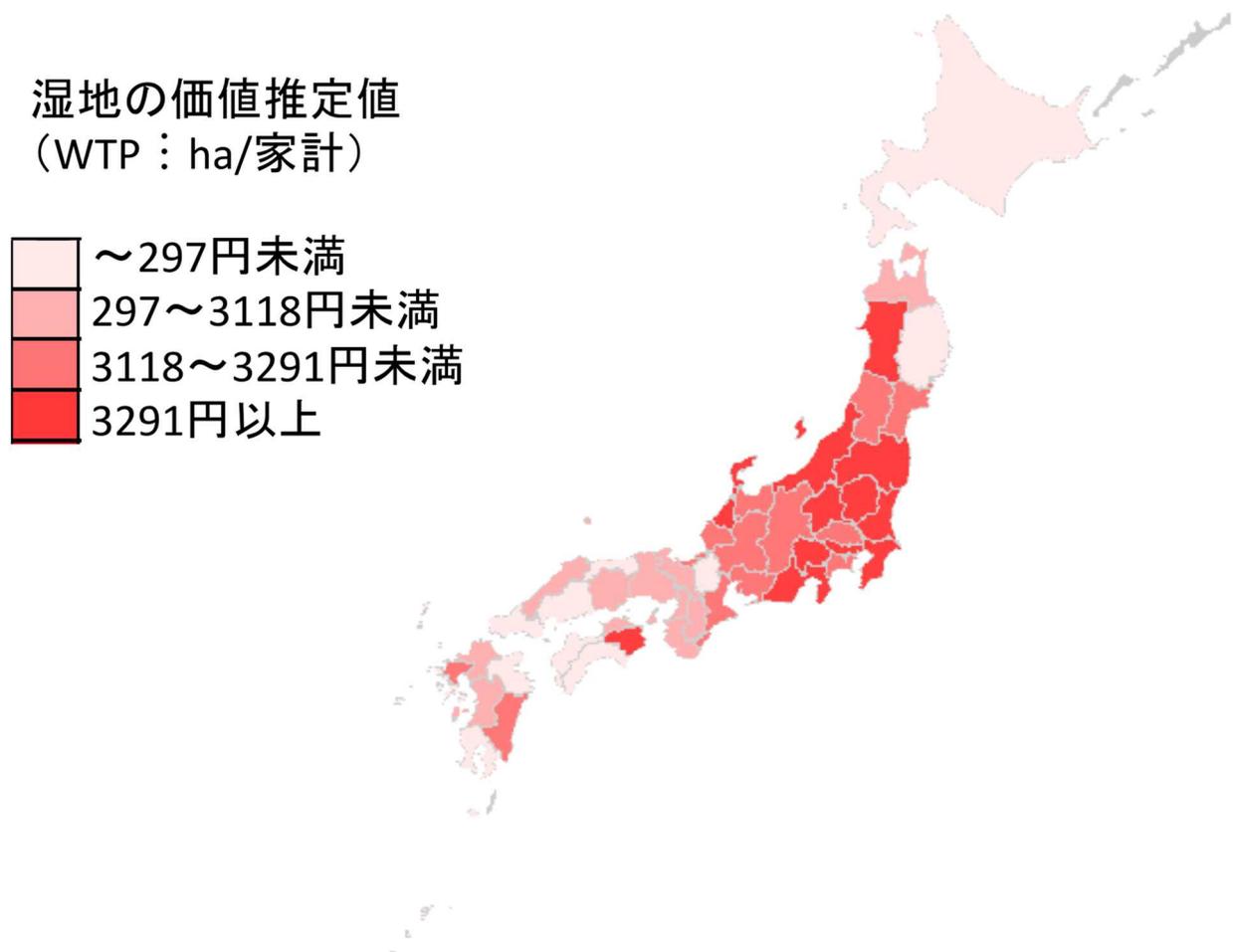


図 4.6 湿地価値（原単位）の分布

次に、生態系勘定で表現する資源の価値として、湿地のストック価値を評価する。これは原単位価値を量的規模を乗ずることによって得られる。量のデータは第 2 章から提供されたとおりであり、図 4-1 に示されている原単位を乗じることによって図 4.7 が得られる。

湿地価値(面積*原単位価値)

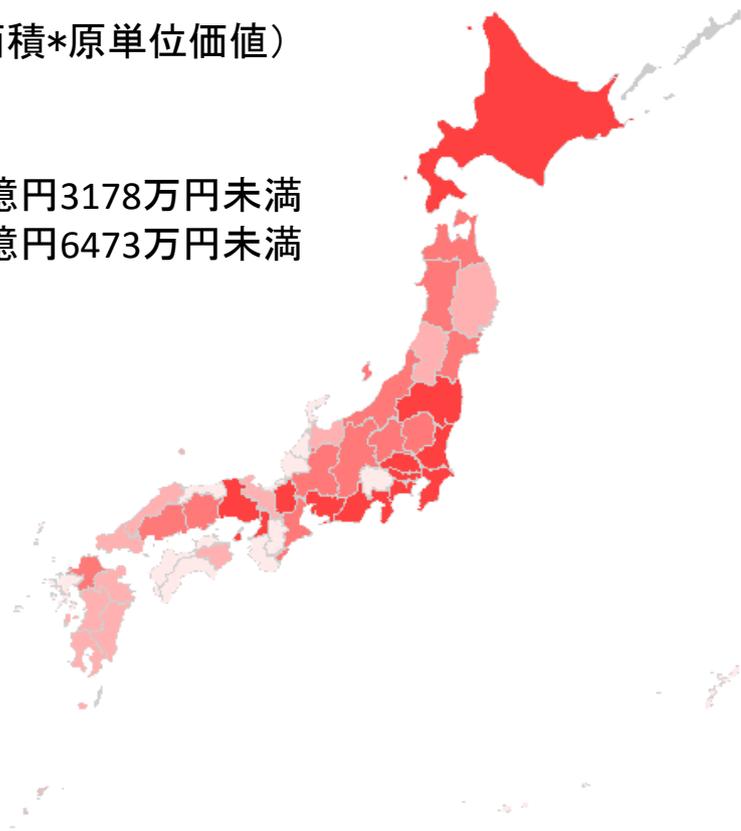
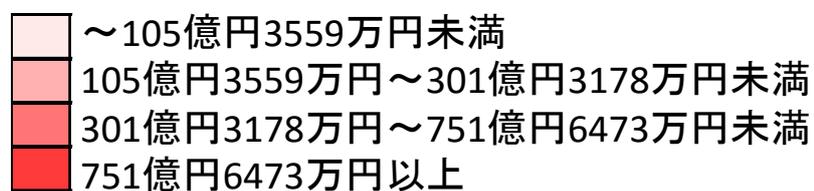


図 4.7 湿地ストック価値 (2009 年)

生態系勘定では価値の変化が重要であり、図 4.7 のように示されているストック価値について、経年変化を観察することは有意義である。しかし、湿地の変化の速度はおそいため、年間変化にあまり意味がない。そこで時間間隔をある程度とって、1987 年と 2009 年のデータを用いて、その間の湿地面積変化を見ると図 4.8 のようになる。

湿地面積変化(ha) (1987年から2009年)

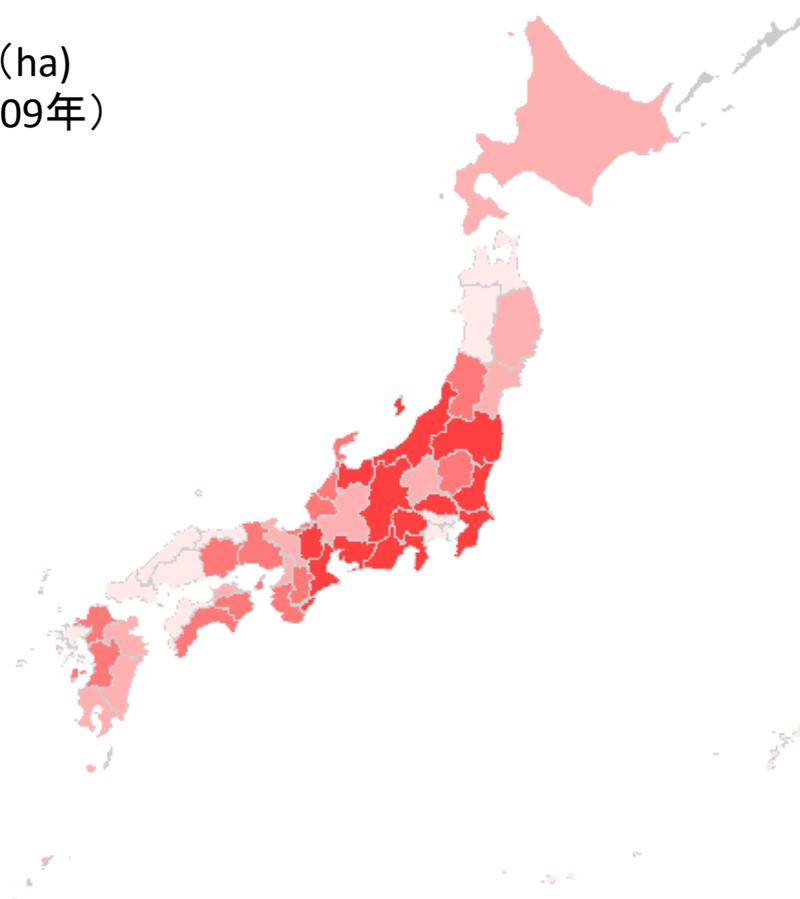
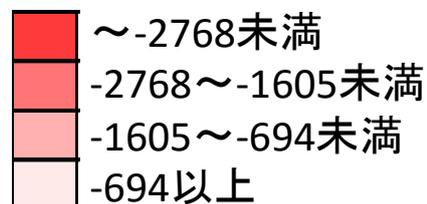


図 4.8 湿地面積の変化

図 4.8 を見ると、関東地方を中心に本州の中央部での湿地の減少が目立つ。こうした地域は、CVMで求めた原単位評価の高い地域と合致するため、この損失は大きなものとなる。

このように、原単位価値も湿地面積の変化も、都道府県ごとに差異があることがわかったことから、湿地減少の評価値は国レベルのみならず、都道府県レベルで丁寧に評価していくことが湿地という自然資本の減少を正しく把握することにつながる。

都道府県レベルで、こうした湿地の減少の経済的評価は、図 4.9 のように与えられる。

湿地面積の減少の経済評価
(1987年から2009年)

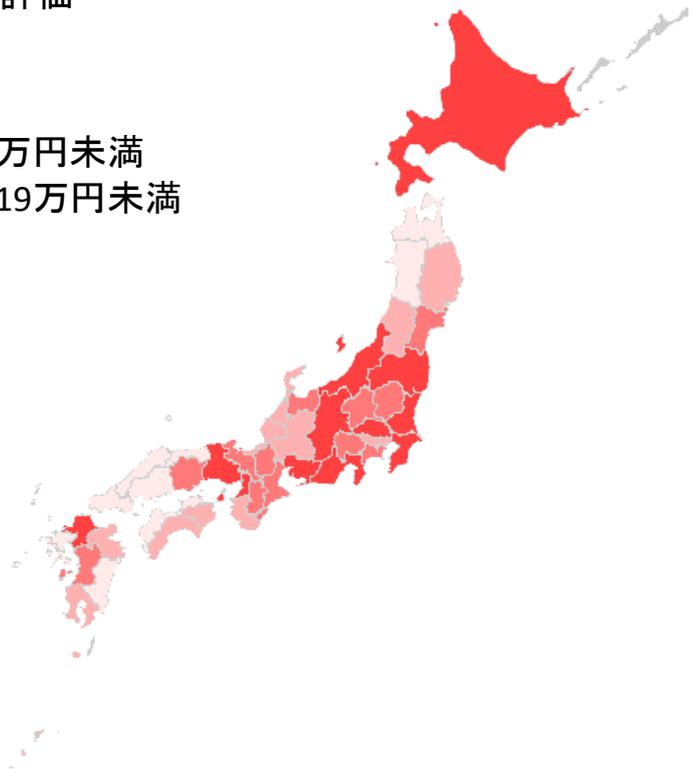
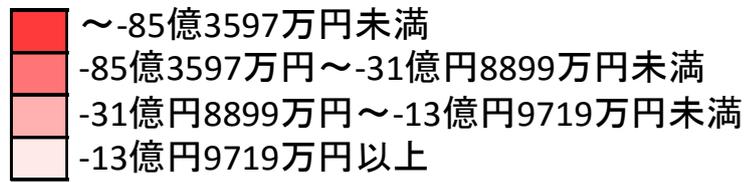


図 4.9 湿地資源のストック価値変化

第5章 まとめと環境政策への貢献

5.1 まとめ

本研究は、日本における生態系勘定の構築に向けて、勘定体系のフレームワーク構築（第1章）、およびそのコンテンツデータの提供として量データの収集と評価（第2章）、価値データの収集と評価（第3章および第4章）から構成される。

第1章では、まず SEEA-EEA について精査した。国連から公表されている SEEA-EEA 報告書の各章について詳細にレビューを行い、その技術的な課題など我が国で生態系勘定を作成する上で重要な事項を整理し、「生態系勘定の概念枠組と基本単位」、「生態系資産」、「生態系サービス」、「生態系勘定の作成に関する課題」としてまとめた。とりわけ我が国における生態系勘定作成への示唆として注目した点は、①国連の生態系勘定では、ストックとしての生態系資産とフローとしての生態系サービスを区別し、前者から後者が生成されるという関係性を明確化するとともに、後者の期待フローに基づいて前者を評価するというような動的なアプローチを採用していること、②空間的統計単位として GIS の活用を前提とした枠組みを提示しており、従来の SNA とは大きく異なる考え方を導入していること、③貨幣価値評価において交換価値アプローチを採用するか余剰価値アプローチを採用するかという問題や、生態系サービスの供給者・受益者をどのように特定・制度化するかなど、SNA と接合する上で極めて重要かつ難しい課題があることが見出された。

そのうえで、SEEA-EEA の指針について国際的な検討を行うロンドングループ会合における生態系勘定の開発に関する議論の概要をまとめ、SEEA-EEA を踏まえて構築されている生態系勘定体系の先行事例として、オランダ、スウェーデン、イギリスの各国における生態系勘定開発の動向を調査・研究し、本研究で構築するフレームワークへのフィード・バックを行った。これらの中から、日本における生態系勘定開発への示唆として、指摘した交換価値アプローチと余剰価値アプローチの選択の問題に関して、SNA との整合性の確保に固執することなく、日本の生態系勘定の利用やデータの入手可能性などを踏まえ、柔軟にアプローチを選択すべきという点が示された。その上で、第1章では日本における生態系勘定表として、森林資源と湿地という生態系資産に関して、都道府県ごとにその量と価値を把握できる生態系勘定表を提案した。

ここでは、SEEA との整合性や使い勝手なども考慮しながら、その問題点および論点を提起した。特に採用する価値評価として、交換価値を採用するか余剰価値を採用するかという問題は、重要な政策的含意を持つものである。交換価値による評価は、SEEA や SNA と整合的であり、実際に取引が行われた金額をベースにした評価であるため、客観性が高く需要側と供給側で一致した値となり、会計原則に則した評価が可能となるが、調整サービスや文化サービスの供給といった生態系の公共財的な性質を有するサービスの供給機能は評価できない。それに対して余剰価値による評価は、市場取引がなされない幅広い生態系の価値を評価できる一方、あくまで需要側が考えている評価額であることから、供給側が考えている評価額とは異なる結果となり、市場取引額をベースとしている SNA などの経済計算体系や会計上の考え方とは相容れない。

本研究で構築した勘定表では、交換価値アプローチと余剰価値アプローチの双方の手法で評価額を記載できる方法を採用している。これにより、生態系勘定表の用途によって、どちらかのアプローチを選択することができる。こうした勘定体系の柔軟性は、様々な環境政策の立案・評価におい

て応用可能なものとする。例えば、費用便益基準で政策評価を実施したい場合や、持続可能性指標などへの統合・応用を考える場合は、余剰価値アプローチが適している。それに対して、例えば GDP の拡張や、企業会計などへの応用を考える場合は、交換価値アプローチが適している。いずれの場面にも対応するようなフレームワークは、環境政策が多岐にわたる場合にも柔軟に利用可能となる。

第 2 章では、生態系勘定で必要とする森林、湿地、漁業資源についての量的データを収集した。まず、森林資源について、森林面積(ha)、森林蓄積(m³)について、樹種別(針葉樹 or 広葉樹)、成立過程別(人工林 or 天然林)に分類を行い、データ収集を行った。加えて、本研究では都道府県別の生態系勘定表を提示することを目指しているため、森林の量的データについても都道府県別でのデータ収集を実施した。また、森林資源の状態を表すデータも可能な限り収集し、本章では森林の育成期間(年)及び密度(m³/ha)データの経年変化についてもデータ収集を行い、必要に応じて数値の推計を行った。たとえば育成期間及び密度データは森林資源の質的指標として活用が期待できるとともに、生態系サービスの向上に向けた効率的な伐採計画や植林計画を策定する際に、重要な指標になると言え、ここで収集・推計したデータは生態系資源管理あるいは自然資本管理として有用である。

続いて、湿地資源についても量的データの収集を行った。湿地資源として、ラムサール条約の定義に基づき、日本の河川湖沼について 1987 年以降の変化について土地利用面積からデータ化した。ただし、湿地の状態を表すデータは極めて限られており、アクセスなど収集可能なデータについては社会調査によってフォローアップした。

また、水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックデータの収集及び推計を実施した。特に 2003 年度、2008 年度、2013 度の 3 時点における都道府県別の自然資本ストックについて収集することで都道府県別の傾向が明らかになるとともに、自然資本ストックの経年変化から、漁業組織の取り組みとの関係性を考察することができた。

こうした自然資本の量的把握は、保全政策を検討する際の基礎的資料となると同時に、価値評価における前提ともなるため、生態系勘定体系の枠組みにおいて重要性をもつ。特に本章では、資源状態の地域的特徴の抽出につながり、地域の状況により即した環境政策の検討が可能になる。たとえば、本章で構築した森林資源についての量的データ・セットを構築したが、それを用いて要因分解などの分析手法を応用することで、それぞれの地域の資源の価値をより高めるための課題の析出を行った。これはより効果的な生態系資源管理に政策的な含意を与えるものである。

また、こうした量的データは、生産におけるインプット量との関係を含んでおり、生産関数との関係を通じた経済的価値の分析につながる。これは交換価値の推定になり、各都道府県の差異を反映する詳細な原単位価値を与えうる。これによって、これまでの資源レント法による画一的な交換価値推定を補完するものとなる。

第 3 章では、生態系勘定に取り入れられる価値データの収集に向けて、生態系サービスの経済学的評価手法について、環境の経済評価論の観点から精査した。生態系サービスの価値づけにおける効用理論的枠組を整理したうえで、理論的背景をもつ経済価値評価手法について概観し、生態系勘定においては、商業的な利用価値だけでなく、非利用価値を評価することが重要であることが指摘されており、我が国の生態系勘定においても非利用価値を含める必要があることを論じた。そして、(1)環境評価の手法、(2)評価の主体、(3)評価の時間的単位、(4)評価の空間的単位に関する検討を行った上で社会調査を実施し、非利用価値の推定可能な表明選好法のうち支払カード型 CVM を実施し、森林の原単位価値評価を行った。

湿地についても森林と同様に非市場財的性質をもつことを踏まえて、森林の場合と同じく評価プロセスを検証し、社会調査の実施を通じて湿地の原単位評価を行った。

こうした原単位評価に加えて、第1章で議論された生態系勘定のフレームワークの要請から、それぞれの生態系資源に関する生態系サービスごと（属性ごと）の評価を行った。ここでは、CVMが表明選好法であり余剰価値（WTP）の評価を行うものであることに鑑み、同様のランダム効用モデルを基礎にもつコンジョイント分析を応用することで属性別のウェイトを推定した。森林についてはこれまでの研究で指摘されている生態系機能の多面性から、属性数が多く単純なコンジョイント分析の適用は困難であるため、部分プロフィール分析を適用した。その結果、水源涵養機能、土砂災害防止機能、生態系保全機能、温暖化防止機能、木材生産機能について、符号条件について整合的な有意な推定値が得られ、生態系勘定で利用できるウェイトに関する情報が入手された。湿地資源についても同様にコンジョイント分析によって、生態系サービスごとのウェイト推定に成功した。こうした分析から、市場ベースの評価では測定されない非利用価値などの重要性が明らかになった。環境政策は本来、外部性や非利用価値などに対応できない市場の失敗を是正するために必要とされるものであるが、本研究では政策が対象にすべき自然資本の、市場ベースでの価値からの乖離を測定するものであるため、環境政策の必要性や妥当性を議論する上で有用な情報を提供するものである。例えば湿地の価値評価により、湿地保全策の必要性や妥当性が示唆され、政策手段の議論へと発展するものである。

こうした原単位価値および生態系サービス別の価値推定では、第2章における量データと同様に各地域でどのように分布しているかに焦点を当てている。価値データも地域ごとに推定することにより、都道府県別の生態系勘定表への導入が可能となった。

第4章では、生態系勘定として導入すべきデータとしての価値データについて、メタ分析の先行研究を参照しながら、第3章で得られた森林原単位価値の決定要因をメタ分析によって定量的に明らかにした。説明変数には、先行研究で採用されている社会経済的属性として世帯所得と、人口構造として性別と年齢を導入し、森林属性として人工率、天然林率、加重平均樹齢を導入した。その結果、いずれも有意な影響を原単位評価に与えていることが示された。推定された回帰式を使って、各県別に原単位を推定し、それに第3章で提供される森林の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値が評価された。そして、こうした評価値とデータは、持続可能性指標などへの応用が可能であることを論じた。これにより、今後しばらくの期間については、新しいデータを決定要因として代入すれば原単位価値を更新することができ、当該期の政策決定の情報として用いることができる。

湿地についても、メタ分析の先行研究を参照しながら、第3章で得られた湿地原単位価値の決定要因について、回帰分析を応用して定量的に明らかにした。推定された回帰式を使って、各県別に湿地の原単位を推定し、それに第2章で提供された湿地の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値が評価された。この評価値は、第1章で提供される生態系勘定のフレームワークに導入することができる。量的データと価値データを体系的に合わせて行く作業を通じて、各章・各サブテーマを統合して生態系勘定体系の試案が作成された。

5.2 環境政策への貢献

本報告書で研究された生態系勘定は、愛知目標に掲げられている生態系サービスの国家勘定へ組み込むという政策ニーズに応えるための基礎資料を提供するものであり、日本において重要な生態系である森林・湿地生態系サービスの評価を行ったものである。生態系勘定の構築は、愛知目標の達成に向けて、現在の政策評価および今後の課題についての議論に貢献する。

特に、本研究で生態系勘定を作成するうえで、交換価値と余剰価値で評価値が大きく影響される点についての考察は、環境政策を実施するうえで参照すべき環境評価結果についての重要な示唆を与える。SEEA-EEAの指針にもとづく生態系資源評価では、交換価値のみに着目しているため、生態系資源の公共性や便益のスピルオーバーについての必ずしも十分な考慮がなされていないことがわかる。市場の歪みを直すという環境政策の目的からは、そうした環境評価が必ずしも適切な環境政策の立案につながらないことがわかる。環境政策の目的が、社会厚生を最大化あるいは環境破壊として生じている厚生損失の回復とするならば、余剰価値による評価値を参照すべきであろう。利用目的によって評価基準を選定し、それによって勘定表を使い分けることが推奨されるが、本研究のフレームワークはそれを可能にするものである。

また、生態系の価値を測るというだけでなく、持続可能性や包括的な豊かさを目指した政策に関する指標構築にも本研究は貢献する。例えば世界銀行の調整順貯蓄 (Adjusted net savings) や国連大学の新国富指標 (Inclusive Wealth Index) は、GNI比の森林価値減耗を指標に取り入れている。その際には、日本の森林変化に1haあたりの森林レントを乗じることによって評価しているが、そこでは日本の森林ストック量が安定しているためにほぼゼロと査定されている。本研究ではこうした点について、地域別のストック量変化を測定しただけでなく、森林レントではなく非利用価値を含めたシャドウプライスを推定した点においてより精度の高い評価となっていると考えられ、これを日本版持続可能性指標の構築に利用することが考えられる。また、SDGsの具体的指標として、新たに導入することも可能となる。我が国のSDGs実施方針を見ると、生態系関連の目標として、生物多様性保全などが挙げられており、この達成度の評価尺度としていくつかの指標が提示されているが、これらはどれも保全地域面積や絶滅危惧種数など物量データを中心とするもので、社会経済的な指標は皆無である。ここに新たな目標やその評価尺度として、生態系勘定から得られた指標を組み込むこともできると考える。さらに、こうした生態系勘定を、政府による森林保護政策や、企業によるCSR活動などの評価にも用いることができる。

また、国連大学を始めとする諸機関から持続可能性指標としての新国富報告書などの発行を含めた世界的な動きに対して、統計データの量・質ともに充実している我が国において詳細な生態系資本の評価を行いとマクロ指標への応用の枠組みへ連携させることは、世界的に進む指標づくりにも寄与するものであると同時に、この勘定体系と指標を利用することで、生態系保全と持続可能性の統合的な政策的議論を世界に先駆けて行うことができる。たとえば、新国富指標など資本アプローチにもとづく現状の持続可能性指標においては、計算されている自然資本の種類はそれほど多くない。本研究の本年度の研究対象である湿地や沿岸資源は、そうした指標で不足していた情報である。それに対して本研究の勘定体系と指標をリンクさせることができれば、指標の精緻化にも大きく貢献することになる。また森林生態系や湿地生態系に関連する資源ストックの管理について、社会的価値および持続可能性の観点からの政策評価材料が提供され、開発と生態系保全政策を考慮する際

の基礎情報を提供することになる。

本研究のメタ分析や勘定体系は、新年度データの増加に合わせて迅速にアップデートできるように考慮されている。また、国レベルだけでなく、都道府県レベルでの把握が可能であり、これを利用すれば各地域の資源状態や社会経済状態と合わせた生態系保全政策が議論できる。すなわち、勘定体系から読み取れる生態系ストックの社会的価値は、生態系勘定に必要な情報を直接的に提供するだけでなく、他の資本とのトレードオフを論じることができるため政策の総合的な評価も可能になるものである。

本研究で構築する生態系勘定は、これからの日本の開発様式が自然共生型であることを検証する際の重要な指標となるとともに、生態系という一種の無形資産の適切な管理のための可視化と主流化を促すものとなることが期待される。生態系保全は、コストに対してその便益が可視化されづらいために、政策実施において評価プロセスに困難が生じることが多い。そうした際に、政策影響として生じることが予測されている量的・質的生態系変化の経済的評価が速やかになされることは、集成的意思決定プロセスにおいて有用な判断材料となるだろう。同時に、資産としての生態系ストック価値の可視化は、地域住民や企業の自然資本に対する再認識にも繋がる。企業等における自然生態系保護が、経済計算体系と連動する形で経済価値評価されるならば、自発的環境保全のインセンティブにもなるだけでなく、企業戦略としての環境保全行動も促す効果が生まれることも期待される。最終的には生態系サービス源の保全という現代における世界的課題への取り組みにつながるだろう。

5.3 今後の課題

このように、本研究で構築した生態系勘定表は、環境政策に幅広く適用できる可能性を有している。しかしながら、今後、本研究で構築した勘定表を環境政策に利用するためには、未だいくつかの課題が残されている。1つ目の課題は、今回構築した勘定表にも全ての数値が計上されているわけではない点である。未計上となっている数値は主に期首から期末までの変化量を表すフロー計数であり、生態系の状態変化や生態系からのサービス量などのフロー情報を計上することで、一種の生態系フロー勘定の構築も可能となる。2つ目の課題は、物量勘定等、生態系勘定のその他の勘定表も構築することである。第1章で説明したとおり、欧米では、基礎データとしてまず物量勘定を整備の上で、貨幣勘定を構築する方式をとっているが、本研究では、デスクトップスタディ（主に統計データからの推計）を行うことで、物量勘定の整備を行わずに貨幣勘定を構築した。特に、生態系サービスをどのような経済主体がどれだけ利用しているかを示すフロー勘定（生態系サービス配分勘定）を構築することで、生態系勘定を企業の社会的責任（CSR）や主流化にも活用可能となる。今後、これらの点に取り組むことで、例えば、生態系がどのような理由でどれだけ減少しているか、どのような土地からどのような生態系サービスが供給されているかなど、より詳細な情報を提供できる。ただし、これらの勘定表の構築に必要な物量データは膨大であり、これを全国全ての都道府県で収集するのは困難である。そのため、例えば1つの県を対象に事例として行うことが現実的と考える。

そして、3つ目の課題として、これらの情報から具体的かつ有用な指標を推計できるようにすることが挙げられる。生態系勘定を含め、環境勘定はあくまでデータベースであり、そこから具体的

な指標を推計しなければ、政策への応用は難しい。この点については、先に示した調整順貯蓄や新国富指標、SDGsに関連した指標の推計を目指すことが考えられる。

III 添付資料

添付資料 1 参考文献

第 1 章 SEEA-EEA を中心とした生態系勘定の世界的動向と日本

- Boyd, J., Banzhaf, S., (2007) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics* 63, pp.616-626.
- de Knegt, B. ed.(2014) *Graadmeter Diensten van Natuur*, Wageningen University. (オランダ語)
- Edens, B., Graveland, C., (2014) Experimental valuation of Dutch water resources according to SNA and SEEA, *Water Resources and Economics* 7, pp.66-81.
- Edens, B., Hein, L., (2013) Towards a consistent approach for ecosystem accounting. *Ecological Economics* 90, pp.41-52.
- European Commission (EC), Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), United Nations (UN) and World Bank. (2013) *System of Environmental-Economic Accounting 2012 Experimental Ecosystem Accounting*.
- Hein L., Obst, C., Edens, B., Remme, R. P., (2015) Progress and challenges in the development of ecosystem accounting as a tool to analyse ecosystem capital, *Environmental Sustainability* 14, pp.86-92.
- Kahn, J., (2011) Towards a sustainable environment UK natural capital and ecosystem economic accounting, *UK Environmental Accounts , 2011 - Blue Book update*, Office for National Statistics.
<http://www.ons.gov.uk/ons/rel/environmental/uk-environmental-accounts/2011---blue-book-update/index.html>
- Khan, J., Greene, P., Hoo K. W., (2013) Measuring UK woodland ecosystem assets and ecosystem services, Office for National Statistics.
<http://www.ons.gov.uk/ons/guide-method/user-guidance/well-being/publications/measuring-the-uk-woodlands-ecosystem.pdf>
- Ministry of Economic Affairs. (2013). Uitvoeringsagenda Natuurlijk Kapitaal: behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit. *Brief aan Tweede Kamer. DGNR-NB/13091035*.
<http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/kamerstukken/2013/06/22/kamerbrief-over-uitvoeringsagenda-natuurlijk-kapitaal.html>. (オランダ語)
- Obst, C., Hein, L., Edens, B. (2015). National accounting and the valuation of ecosystem assets and their services. *Environmental and Resource Economics, Not assigned to an issue*, pp.1-23.
- Office for National Statistics (2012). Accounting for the value of nature in the UK: A roadmap for the development of natural capital accounts within the UK environmental accounts, Office for National Statistics.
- Office for National Statistics (2015) Natural capital accounting 2020 Roadmap, Office for National Statistics.
- Plummer, M.L., (2009) Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services,

Ecosystem Services 7(1), pp.38-45.

- Remme, R. P., Edens, B., Schröter, M., Hein, L. (2015). Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. *Ecological Economics*, 112, 116-128.
- Remme, R.P., Hein, L., van Swaay, C.A.M., (2016) Exploring spatial indicators for biodiversity accounting, *Ecological Indicators* 70, pp.232-248.
- Roy P. Remme, R.P., Hein, L., van Swaay, C.A.M., (2016) Exploring spatial indicators for biodiversity accounting, *Ecological Indicators* 70, pp.232-248.
- Shörter, M., Remme, R. P., Sumarga, E., Barton, D., Hein, L., (2015) Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting, *Ecosystem Services* 13, pp.64-69.
- UK National Ecosystem Assessment (2011) The UK National Ecosystem Assessment Technical Report.
- van der Ploeg, S., de Groot, D., Wang, Y., (2010) The TEEB valuation database: overview of structure, data and results Final report, Foundation for Sustainable Development.
- 外務省 (2016) 『日本 持続可能な開発目標 (SDGs) 実施指針 2016 年 12 月 22 日 SDGs 推進本部決定』。

第 2 章 生態系資源量データに基づく交換価値の推定

- Arreguín-Sánchez, F. (1996) Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6(2), 221–242.
- Färe, R., Grosskopf, S. and Weber, W.L. (2006) Shadow prices and pollution costs in U.S. agriculture, *Ecological Economics*, 56, 89-103.
- Lee, S.C., Oh, S.H., Lee, J.D. (2014) A new approach to measuring shadow price: Reconciling engineering and economic perspectives. *Energy Economics* Volume 46, Pages 66-77.
- Lee, J.D., Park, J.B. and Kim, T.Y. (2002) Estimation of the shadow prices of pollutants with production/environment inefficiency taken into account: a nonparametric directional distance function approach, *Journal of Environmental Management*, 64, pp.365-375.
- Maradan, D. and Vassiliev, A. (2005) Marginal costs of carbon dioxide abatement: Empirical evidence from cross-country analysis, *Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik*, 141(3), pp.377-410.
- Yamaguchi, R., Sato, M., Ueta, K. (2016) Measuring Regional Wealth and Assessing Sustainable Development: An Application to a Disaster-Torn Region in Japan. *Social Indicators Research* 129(1), 365–389.
- 自然資本研究会 (2015) 自然資本入門：国、自治体、企業の挑戦. NTT 出版
- 首相官邸 (2016) 農林水産業の輸出強化ワーキンググループ(第 10 回) 『品目別の輸出力強化に向けた対応方向』 http://www.kantei.go.jp/jp/singi/nousui/kyouka_wg/dai10/siryoku4_b2-7.pdf
- 水産庁 (2010) 平成 22 年水産白書 第一章第一部

http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/h22/pdf/h22_hakusyo5_2.pdf
 竹中工務店 (2012) 「燃エンウッド®」が「第9回エコプロダクツ大賞」農林水産大臣賞を受賞」
 2012年11月29日 <http://www.takenaka.co.jp/news/2012/11/03/index.html>
 田中浩、正木隆、佐藤保、山中高史、田内裕之、新山馨、吉丸博志 (2012) 「針葉樹人工林を広
 葉樹林へと誘導する」 森林総合研究所 平成24年版 研究成果選集 page 8-9.
 日刊工業新聞 (2017) 「オフィスビルや工場がどんどん木造に！火事や地震に弱いイメージを払し
 よくする新工法:国も国産木材の利用拡大を後押し」2017年5月9日. <https://newswitch.jp/p/8952>.
 農林水産省「森林組合一斉調査」『森林組合統計』http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sinrin_kumiai
 林野庁 (2017) 平成30年度林野庁予算概算要求の概要
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/rinsei/yosankesan/30gaisan.html>
 林野庁 (2002) 「平成13年度 森林及び林業の動向に関する年次報告」平成13年度森林・林業
 白書 <http://www.maff.go.jp/hakusyo/rin/h13/html/index.htm>

第3章生態系サービス資源の価値評価

- Alberini and Kahn (2006), *Handbook on Contingent Valuation*, Edward Elgar.
- Barbier, E. B. (2011), “Wetlands as natural assets”, *Hydrological Sciences Journal*, 56, 8, pp.1360-1373.
- Barrio, M., and M.L. Loureiro, (2010). “A meta-analysis of contingent valuation forest studies”, *Ecological Economics*, 69, pp. 1023–1030.
- Bateman, I. J, R. T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemiroğlu, D. W. Pearce, R. Sugden and J. Swanson (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques*, Edward Elgar.
- Bateman, I. J. and K. G. Willis (1999), *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press.
- Bjornstad, D. J. and J. R. Kahn (1996), *The Contingent Valuation of Environmental Resources*, Edward Elgar.
- Brander, L., M., Raymond, J. G. M. F., and Vermaat, J.E (2006), “The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature”, *Environmental and Resource Economics*, 32, pp.223-250.
- Carson, R., N. Flores, K. Martin and J. Wright (1996), “Contingent Valuation and Revealed Preference Methodologies”, *Land Economics*, 72, pp.80-99.
- Carlsson, F. and P. Martinsson (2001), “Do hypothetical and actual marginal willingness to pay differ in choice experiments?”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 41,179-192.
- Carson, R. T., W. M. Hanemann, R. J. Kopp, J. A. Krosnick, R. C. Mitchell, S. Presser, P. A. Ruud, and V. K. Smith (1994), “Prospective interim lost use value due to DDT and PCB contamination in the Southern California Bight”, *Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration*, Natural Resource Damage Assessment Inc.
- Carson, R. T., W. M. Hanemann, R. J. Kopp, J. A. Krosnick, R. C. Mitchell, S. Presser, P. A. Ruud, and V. K. Smith (1997), “Temporal reliability of estimates from contingent valuation”,

- Land Economics*, 73, 2, pp.151-161.
- Champ, P. A., K. J. Boyle, and T. C. Brown (2003), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. (1947), "Capital Returns from Soil-Conservation Practices", *Journal of Farm Economics*, 29, pp.1181-1996.
- Davis, R. K. (1963), "Recreational Planning as an Economic Problem", *Natural Resources Journal*, 3, pp.239-249.
- Flores, N. E. (2003), "Conceptual Framework for Nonmarket Valuation", in Champ, P. A., K. J. Boyle, and T. C. Brown (eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers.
- GIA (2000), Measurement of change of wetland size, Geographical Information Authority of Japan, 2000 (in Japanese)
- Haab, T. C. and K. E. McConnell (2002), *Valuing Environmental and Natural Resources*, Edward Elgar.
- Herriges, J. A. and C. L. Kling (1999), *Valuing Recreation and the Environment*, Edward Elgar.
- Hicks, J. R. (1943), "The Four Consumer's Surplus", *Review of Economic Studies*, 11, pp.31-41.
- Johansson, P-O. (1987), *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*, Cambridge University Press. (邦訳: 嘉田良平(監訳)、『環境評価の経済学』、多賀出版.)
- Kahneman, D., I. Ritov and D. Schkade (1999) "Economic preferences or attitude expressions? An analysis of dollar responses to public issues", *Journal of Risk and Uncertainty*, 19, 220-242.
- Limaei, S. M., H. Ghesmati, R. Rashidi and N. Yamini (2014). "Economic evaluation of natural forest park using the travel cost method", *Journal of Forest Science*, 60 (6), pp.254-261.
- McFadden, D. (1974), "Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior", in P. Zarembka (ed.), *Frontiers in Econometrics*, Academic Press.
- MEA (2005), Millennium Ecosystem Assessment, United Nations, 2005.
- Miller, G. A. (1956), "The Magical Number Seven, Plus or Minus Two: Some Limits on Our Capacity for Processing Information", *The Psychological Review*, 63, 2, pp.81-97.
- Mitsch, W.J., and Gosselink, J.G., (2015). "Wetlands", 5th edition. John, Wiley, New York.
- Mitchell, R. C. and R. Carson (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future. (邦訳: 環境経済評価研究会(訳)、『CVMによる環境質の経済評価: 非市場財の価値計測』、山海堂.)
- Nocera, S., H. Telser, and D. Bonato (2003), *The Contingent Valuation Method in Health Care: An Economic Evaluation of Alzheimer's Disease*, Kluwer Academic Publishers.
- Ramsar Convention Secretariat (2004). "Ramsar handbooks for the wise use of wetlands", 2nd edition. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Ready, R., S. Navrud, and W. Dubourg (2001), "How do Respondents with Uncertain Willingness to Pay Answer Contingent Valuation Questions?", *Land Economics*, 77, pp.315-326.
- Stevens, T. H., R. Belkner, D. Dennis, D. Kittredge, and C. Willis (2000), "Comparison of Contingent Valuation and Conjoint Analysis in Ecosystem Management", *Ecological Economics*, 32, pp.63-74.

- TEEB (2010), “The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations”, Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Turner, K., D. Pearce, and I. Bateman (1994), *Environmental Economics*, Harvester Wheatsheaf. (邦訳: 大沼あゆみ(訳)、『環境経済学入門』、東洋経済新報社.)
- Welsh, M. P, and G. L. Poe (1998), “Elicitation Effects in Contingent Valuation: Comparisons to a Multiple Bounded Discrete Choice Approach”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, pp.170-185.
- Wilis and Garrod (2012), *Valuing Environment and Natural Resources*, Edward Elgar.
- Whiteoak, K., and J., Binney, (2012). “Literature review of the economic value of ecosystem services that wetlands provide”, Marsden Jacob Associates.
- Woodward, R. T., and Y. S. Wui (2001) “The economic value of wetland services: A meta-analysis”, *Ecological Economics*, 37(2), pp. 257–270.
- 植田和弘 (1996)、『環境経済学』、岩波書店。
- 学術会議 (2001)「地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について」、学術会議答申
- 環境省(2015)、『湿地が有する生態系サービスの経済価値評価』
<http://www.env.go.jp/press/files/jp/24504.pdf>
- 栗山浩一 (1997)、『公共事業と環境の価値: CVM ガイドブック』、築地書館。
- 栗山浩一 (1998)、『環境の価値と評価手法』、北海道大学出版会。
- 栗山浩一 (1999)、「環境評価の現状と仮題－CVM、コンジョイント分析を中心に－」、鷺田豊明、栗山浩一、竹内憲司(編)、『環境評価ワークショップ』、第2章、築地書館。
- 栢植隆宏、三谷羊平、栗山浩一 (2011)『環境評価の最新テクニック：表明選好法・顕示選好法・実験経済学』、勁草書房
- 藤本高志 (1998)、『農がはぐくむ環境の経済評価』、農林統計協会。
- 鷺田豊明 (1999)、『環境評価入門』、勁草書房。
- 鷺田豊明、栗山浩一、竹内憲司 (1999)、『環境評価ワークショップ：評価手法の現状』、築地書館。

第4章 量的および質的価値の生態系サービス勘定表への導入

- Barrio, M. and M. Loureiro(2010), “A meta-analysis of contingent valuation forest studies”, *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 1023-1030
- Brander, L., M., Raymond, J. G. M. F., and Vermaat, J.E (2006), “The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature”, *Environmental and Resource Economics*, 32, pp.223-250.
- Brouwer, R., & Spaninks, F. A. (1999). The validity of environmental benefits transfer: Further empirical testing. *Environmental & Resource Economics*, 14, 95–117.
- Desvousges, W. H., F. R. Johnson, and H. S. Banzhaf (1998), *Environmental Policy Analysis with Limited Information*, Edward Elgar.

- Morrison, M. (2001). Non-market valuation databases: How useful are they? *Economic Analysis and Policy*, 31, 33–55.
- Smith, V. K., S. K. Pattanayak and G. Van Houtven (2006), “Structural benefit transfer: An example using VSL estimates. *Ecological Economics*, 60, pp. 361–371
- Smith, V. K., Van Houtven, G., & Pattanayak, S. K. (2002). “Benefit transfer via preference calibration: ‘Prudential algebra’ for policy” *Land Economics*, 78, 132–152.
- 大床太郎, 國部克彦, 竹内憲司 (2007) 「大気汚染対策の便益移転と環境会計」、*環境科学会誌*、第20巻、第1号、pp.7-20
- 吉田謙太郎(2000) 「便益移転の信頼性に関する実証分析」、*環境経済・政策学会2000年大会発表論文*。

添付資料 2 生態系勘定表¹¹

(1) 森林勘定表、2000-2007年 全国

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Forest
2000-2007

Unit	Physical value		Exchange value										Monetary value												
	Total	Total	Total		Water strage		Landslide prevention		Mitigation of climate change		Conservatio n of ecosystems		Timber production		Recreation										
	Hectare	1000m3	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY	Bli. JPY								
Opening stock of ecosystem assets	23,491,769	3,757,845	15,553	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74,541,088	14,790,900	15,388,268	15,196,477	11,194,161	9,909,354	8,061,928	
Addition to stock																									
Regeneration - natural																									
Regeneration - human activity																									
Reclassifications																									
Reduction in stock																									
Reduction due to extraction and harvest of resources																									
Reduction due to ongoing human activity																									
Catastrophic losses due to human activity																									
Catastrophic losses due to natural events																									
Reclassifications																									
Revaluation																									
Net change in stock	145,607	673,892	9640	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-1,337,779	-266,449	-281,921	-277,860	-195,092	-172,758	-141,099	
Net change in stock	23,637,376	4,431,737	15,650	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1,776,542	-351,547	-364,933	-358,479	-266,428	-240,298	-194,860	
Closing stock of ecosystem assets																									

---: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

¹¹ 各都道府県ごとの勘定表を記載すると膨大になることから、ここでは、全国データのみ記載する。

(2) 森林勘定表、2007-2012年 全国

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Forest
2007-2012

Unit	Physical value		Monetary value												
	Total	1000m3	Exchange value					Surplus value							
			Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation	Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P
Opening stock of ecosystem assets	23,637,376	4,431,737	15,650	0	0	0	15,650	0	72,764,945	14,439,353	15,023,336	14,837,998	10,927,735	9,669,056	7,867,068
Addition to stock															
Regeneration - natural															
Regeneration - human activity															
Reclassifications															
Reduction in stock															
Reduction due to extraction and harvest of resources															
Reduction due to ongoing human activity															
Catastrophic losses due to human activity															
Catastrophic losses due to natural events															
Reclassifications															
Revaluation	--	--	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-1,256,125	-252,064	-284,714	-260,900	-183,184	-162,214	-133,050
Net change in stock	-19,556	488,774	-12,956	0.00	0.00	0.00	-12,956	0.00	-3,835,275	-760,881	-787,016	-776,605	-579,410	-511,848	-417,515
Closing stock of ecosystem assets	23,617,820	4,900,511	15,637	0	0	0	15,637	0	68,929,270	13,678,472	14,236,319	14,059,393	10,348,325	9,157,209	7,449,553

--: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

(4) 湿地勘定表、2000-2012年 全国

Wetland asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Wetland
2000-2010

Unit	Physical value	Monetary value											
		Exchange value					Surplus value						
		Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries
Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	
	A	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Opening stock of ecosystem assets	946,227	0	0	0	0	0	0	4,383,568	1,222,351	995,500	1,189,359	532,362	443,985
Addition to stock													
Regeneration - natural													
Regeneration - human activity													
Reclassifications													
Reduction in stock													
Reduction due to extraction and harvest of resources													
Reduction due to ongoing human activity													
Catastrophic losses due to human activity													
Catastrophic losses due to natural events													
Reclassifications													
Revaluation	--	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-281,979	-79,356	-63,916	-76,259	-33,565	-28,883
Net change in stock	-100,311	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-704,842	-206,837	-158,410	-186,845	-78,693	-74,056
Closing stock of ecosystem assets	845,916	0	0	0	0	0	0	3,678,726	1,015,514	837,090	1,002,514	453,669	369,938

--: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

